



**Ministère de la Santé
et des Services sociaux**

Effets à la santé associés aux lieux de traitement des matières résiduelles

Rapport du ministère de la Santé et des Services sociaux présenté à la commission d'enquête du BAPE sur l'état des lieux et la gestion des résidus ultimes

Février 2021

AUTEURS

Christine Blanchette (section enfouissement - lixiviat)
Direction de santé publique de la Montérégie

Emmanuelle Bouchard-Bastien (section dimensions sociales et psychologiques)
Institut national de santé publique du Québec

Isabelle Demers (section compostage)
Ministère de la Santé et des Services sociaux

Mathieu Gauthier (section bruit environnemental)
Institut national de santé publique du Québec

Virginie Noel Aloise (sections vermine et enjeux nordiques)
Direction de santé publique du Nord-du-Québec

David Simard (sections enfouissement - biogaz et odeurs)
Direction de santé publique du Saguenay-Lac-St-Jean

Mathieu Simard (section incinération)
Direction de santé publique du Saguenay-Lac-St-Jean

AVEC LA COLLABORATION DE

Karine Chaussé
Institut national de santé publique du Québec

REMERCIEMENTS

L'équipe de rédaction souhaite remercier chaleureusement M^{me} Élyse Brais et D^{re} Louise Lajoie de la Direction de santé publique de Lanaudière pour le partage de connaissances et leurs judicieux conseils qui ont guidé la rédaction de ce rapport. Merci également à M^{me} Christine Blanchette dont les travaux réalisés antérieurement ont constitué le point de départ de ce rapport. Finalement, le ministère de la Santé et des Services sociaux tient à remercier sincèrement l'équipe de rédaction qui s'est mobilisée dans un très court délai pour produire ce document.

Résumé

L'exploitation des lieux de traitement de matières résiduelles (LTMR), parmi lesquels se retrouvent les sites d'enfouissement, les incinérateurs et les sites de compostage, est bien encadrée au Québec, ce qui permet de limiter et de contrôler efficacement le rejet de substances potentiellement dangereuses pour l'environnement et la santé humaine. Malgré cela, les effets potentiels sur la santé humaine associés aux divers modes de gestion des matières résiduelles continuent de soulever des inquiétudes au sein de la population et de la communauté scientifique.

Les principaux effets à la santé documentés en lien avec les LTMR sont les problèmes respiratoires et gastro-intestinaux, les cancers, les problèmes de reproduction et les anomalies congénitales, auxquels s'ajoute une panoplie d'effets non-spécifiques tels que nausées, maux de tête et irritations diverses. Ces effets potentiels sur la santé sont souvent rapportés, mais peu confirmés. Des impacts psychologiques et sociaux, notamment en lien avec l'acceptation sociale des projets et les nuisances, sont également rapportés.

Enfouissement

Bien que certaines études épidémiologiques relatent une légère augmentation du risque sanitaire associé aux sites d'enfouissement, les preuves sont généralement contradictoires ou non-concluantes et ne permettent pas d'établir clairement l'existence d'un lien de cause à effet entre les effets sur la santé et les sites d'enfouissement de matières résiduelles.

Néanmoins, les principales préoccupations de santé associées aux sites d'enfouissement sont reliées aux biogaz et au lixiviat générés par ces sites. Les sites d'enfouissement sont également générateurs de nuisances telles que les niveaux de bruit élevés (machinerie utilisée pour opérations courantes du site), les odeurs nauséabondes (décomposition des matières organiques) et la présence de vermines (goélands, rongeurs, etc.) attirées par l'abondance de nourriture.

Le méthane (CH_4) et le dioxyde de carbone (CO_2) sont les principaux constituants des biogaz, leurs concentrations à proximité d'un site d'enfouissement ne représentant généralement pas un risque significatif pour la santé. Pour ce qui est du lixiviat, plusieurs des contaminants qui le composent sont reconnus pour leur toxicité et leur cancérogénicité. De plus, la percolation du lixiviat jusqu'à une nappe phréatique ou son ruissellement dans les eaux de surface peut résulter en une contamination des sources d'eau potable.

Incinération

Les polluants de l'incinération identifiés comme ayant le plus important potentiel d'impact sur la santé humaine, en fonction de leur persistance dans l'environnement, de leur bioaccumulation et de la toxicité inhérente ou la quantité émise, sont : les composés organiques (dioxines, furanes, BPC, HAP, etc.), les métaux, les poussières (dont le poids moléculaire est inférieur à 10 microns), le dioxyde de soufre (SO_2) et les oxydes d'azote (NO_x). Selon la littérature consultée, aucune association significative où une incidence du taux de cancers serait plus élevée, ou d'effets néfastes pour la reproduction et le développement n'a été démontrée pour les usines d'incinération. Quelques études ont tout de même révélé des associations avec certaines pathologies. Ainsi, devant l'évidence conflictuelle des études épidémiologiques sur les impacts des émissions des usines d'incinération sur la santé humaine, il est difficile d'établir un lien de causalité entre la proximité des incinérateurs et les effets sur la santé.

Compostage

La matière organique putrescible n'est pas toxique en elle-même. En théorie, un compostage bien contrôlé ne devrait pas constituer de danger pour la santé humaine ni pour l'environnement. En pratique toutefois, certains contaminants sont présents dans le compost et peuvent représenter un risque pour la santé. Les rejets les plus significatifs associés au compostage sont les poussières et les bioaérosols, qui peuvent causer une recrudescence des problèmes respiratoires. Les odeurs sont également un impact important des activités de compostage. Des impacts sanitaires liés aux contaminants organiques et aux métaux peuvent également être associés aux sites de compostage.

La littérature consultée ne permet pas de conclure à un lien entre les émissions de bioaérosols d'une installation de compostage et des problèmes de santé chez les populations avoisinantes. Également, les teneurs en contaminants organiques et en métaux dans le compost sont faibles et ne posent pas de risque significatif à la santé. Il est à noter que selon un grand nombre d'études, la principale préoccupation en lien avec les bioaérosols et les poussières concerne les travailleurs, car ils sont davantage exposés à ces contaminants et seraient ainsi plus susceptibles de développer des maladies respiratoires.

Nuisances

Les activités associées à la gestion des matières résiduelles peuvent entraîner des nuisances qui affectent la qualité de vie des populations riveraines des LTMR. Les nuisances les plus courantes qui sont rapportées sont les odeurs nauséabondes, le bruit et la présence de vermines.

De nombreux composés issus de la manipulation ou du traitement des matières résiduelles peuvent être source d'odeurs. Les composés odorants associés au traitement des déchets les plus connus sont : les composés soufrés (sulfure d'hydrogène, le sulfure de diméthyle, l'éthylmercaptan, le méthylmercaptan, etc.), l'ammoniac et d'autres composés organiques volatils comme le chlorure de vinyle et des hydrocarbures. La perception de l'odeur est complexe et variable d'un individu à l'autre. Plusieurs facteurs peuvent influencer la réponse à une odeur donnée : le ton hédonique, la sensibilité, la mémoire olfactive, etc. Si l'odeur est perçue comme étant associée à un risque de menace potentielle, la probabilité d'inquiétude et d'augmentation de la gêne occasionnée en est alors plus grande. Par ailleurs, l'exposition aux odeurs nauséabondes est difficile à évaluer. Elle dépend de nombreux facteurs tels que la concentration des composés odorants à la source, les taux d'émission, de dispersion et de dégradation de ces composés, les facteurs météorologiques, la fréquence, l'intensité et la durée de l'épisode d'odeurs, ainsi que la distance qui sépare la source d'odeur de la population exposée. Il s'avère difficile d'évaluer les risques à la santé associés aux odeurs nauséabondes, compte tenu de la diversité des expositions et des réponses possibles pour chaque individu. Même s'il n'est pas clairement démontré que les odeurs ont des effets toxiques sur la santé, elles n'en constituent pas moins une nuisance importante, voire une source d'irritation pouvant affecter de façon significative la qualité de vie des populations vivant à proximité de lieux de traitement de déchets.

Le bruit peut quant à lui représenter une portion significative des plaintes associées à un LTMR. Selon la nature du bruit, son intensité, le moment auquel il survient, sa durée et sa fréquence, il peut avoir des effets néfastes sur la santé physique (perturbations du sommeil, maladies cardiovasculaires, etc.) de même que des effets psychosociaux (nuisance ou gêne des activités et du repos, de l'apprentissage en milieu scolaire, etc.). La phase de construction d'un projet de LTMR peut exposer les riverains aux bruits engendrés par le transport des équipements ou des matériaux, mais aussi ceux engendrés par les activités de construction. Durant l'exploitation, la nature exacte des bruits varie selon les LTMR, mais inclut généralement le bruit des transports et les bruits industriels.

Au chapitre des nuisances, la vermine, en déplaçant des détritrus, peut engendrer des traumatismes (ex. : tessons de verre, objets acérés, etc.) et contribuer à la dispersion d'agents pathogènes, ou en devenir elle-même un vecteur. Les risques à la santé associés à la vermine sont rapportés, bien que non évalués, ni clairement démontrés dans la littérature.

Dimensions sociales et psychologiques

Selon l'Organisation mondiale de la Santé (OMS), la santé n'est pas seulement l'absence de maladies, elle est également l'état de bien-être physique et psychologique permettant le plein développement des individus et des communautés. C'est pourquoi le bien-être des collectivités demeurant à proximité des LTMR est une préoccupation importante de santé publique, au même titre que les effets sociaux et psychologiques de ces projets.

La prise en compte des facteurs d'acceptation sociale lors de l'analyse de projets de LTMR est pertinente dans la mesure où ces facteurs modulent les impacts sociaux et psychologiques, et permettent donc de mieux comprendre, par exemple, les sources de conflits, de stress ou du sentiment d'espoir. Le niveau d'acceptation sociale (consentement de la population) peut varier au sein d'une même collectivité dès l'annonce d'un projet d'élimination des résidus ultimes. Plusieurs facteurs font varier l'acceptation sociale, comme par exemple le contexte historique et socio-économique, les impacts financiers (positifs ou négatifs), l'attitude de l'entreprise concernant la communication et la gestion des risques (transparence, gestion des nuisances (odeurs) et consultation de la population et des élus), les risques potentiels à la santé, etc.

Les impacts sociaux et psychologiques associés à la planification et à l'exploitation d'un LTMR peuvent être nombreux. Des effets sur le tissu social, plus particulièrement en ce qui concerne les dynamiques sociopolitiques, ont été documentés dans la littérature. Certains projets peuvent mener à la création spontanée de regroupements citoyens et l'apparition de clivages sociaux. Des études font également état d'impacts psychologiques dès l'annonce du projet et sa planification. Des manifestations de stress, d'anxiété, de craintes et de colère chez les résidents ont été recensées, ainsi que des sentiments d'impuissance, d'injustice et de perte de confiance envers les autorités.

Enjeux nordiques

Les communautés demeurant au nord du 55^e parallèle sont aux prises avec des problèmes de logistique importants concernant la gestion des matières résiduelles. Dans ces régions, l'enfouissement est dans la plupart des cas impossible. Ainsi, les déchets s'accumulent en surface, sont brûlés pour la plupart, ou encore sont envoyés dans les régions du sud du Québec.

Étant donné que, dans la plupart des cas, aucun tri des différents types de matières résiduelles n'est effectué, celles-ci se retrouvent exposées aux intempéries. Les déchets s'accumulent et provoquent ainsi la libération graduelle de composés toxiques, par le biais de la lixiviation. Des enjeux sont également vécus en raison des incendies spontanés et du brûlage à ciel ouvert.

En raison de l'absence de traitement du lixiviat, des contaminants peuvent se retrouver en grande quantité dans les cours d'eau et les nappes phréatiques. Ainsi, des polluants tels que le plomb, le mercure et le cadmium peuvent être absorbés par les mammifères marins et poissons qui demeurent une source importante d'alimentation dans la région, en plus de contribuer à la précarité des sources d'eau potable en place dans la région.

Des combustions spontanées ont été observées dans certains sites, ces événements étant très préoccupants pour la santé et la sécurité des populations. Ces combustions spontanées peuvent provoquer une augmentation critique des composés organiques volatils (COV) tels que le benzène et les dioxines furanes, pouvant avoir des impacts significatifs sur la santé. Le brûlage des déchets à ciel ouvert, qui est autorisé en vertu du Règlement sur l'enfouissement et l'incinération des matières résiduelles (REIMR), produit également une quantité importante d'émissions atmosphériques et de matières solides résiduelles telles que du dioxyde de carbone, du méthane, des COV et des dioxines et furanes. L'absence de mécanisme de captage et d'infrastructure adéquate pour la gestion des rejets rend le brûlage à ciel ouvert très nocif pour la santé des populations vivant à proximité.

Enfin, l'absence de clôtures autour d'un grand nombre de lieux d'élimination en milieu nordique entraîne des enjeux importants de santé et de sécurité. D'une part, la population peut y accéder librement et ainsi être exposée à des agents toxiques ou traumatiques et subir des accidents graves. D'autre part, les animaux tels que les ours peuvent être attirés par ces sites pour s'y alimenter. Une fois accoutumés à la nourriture humaine, les ours s'aventureront de plus en plus près des communautés et la proximité avec l'homme, augmente le risque d'attaque et/ou d'accident.

Conclusion

Dans l'ensemble, la littérature disponible à ce jour supporte peu les craintes à propos des effets potentiels sur la santé associés aux LTMR, bien que des résultats significatifs soient rapportés. Deux interprétations sont donc possibles : l'exposition aux contaminants émis par les LTMR est trop faible pour que des effets sur la santé soient observés, ou les études ne sont pas assez sensibles pour faire le lien entre les contaminants présents et les problèmes de santé observés. Toutefois, la difficulté de démontrer un lien de causalité entre l'exposition aux contaminants issus des LTMR et des effets sur la santé ne signifie pas qu'il y a absence de risque, car ces effets demeurent biologiquement plausibles. La réduction des risques à la santé associés aux LTMR passe donc par une réduction à la source de la production de déchets.

LISTE DES ACRONYMES

BAPE	Bureau d'audiences publiques sur l'environnement
COV	Composés organiques volatils
COVNM	Composés organiques volatils non-méthaniques
CRD	Construction, rénovation et démolition
eqCO2	Équivalent CO2
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
ICI	Industries, commerces et institutions
INSPQ	Institut national de santé publique du Québec
LED CD	Lieu d'enfouissement de débris de construction ou de démolition
LEMN	Lieu d'élimination en milieu nordique
LES	Lieu d'enfouissement sanitaire
LET	Lieu d'enfouissement technique
LTMR	Lieu de traitement de matières résiduelles
MELCC	Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques
MSSS	Ministère de la Santé et des Services sociaux
MTQ	Ministère des Transports du Québec
OMS	Organisation mondiale de la santé
REIMR	Règlement sur l'enfouissement et l'incinération des matières résiduelles

Table des matières

Résumé.....	3
Table des matières.....	8
Liste des tableaux.....	10
Liste des figures.....	10
1. Introduction.....	11
1.1. Mise en contexte.....	11
1.2. Rôles et responsabilités des acteurs de santé publique dans le dossier de la gestion des matières résiduelles.....	11
1.3. L'évaluation du risque à la santé.....	12
2. Enfouissement.....	13
2.1. Types de rejets et exposition de la population.....	13
2.1.1. Biogaz.....	14
2.1.2. Lixiviat.....	17
2.2. Risques à la santé.....	20
3. Incinération.....	22
3.1. Types de rejets et exposition de la population.....	22
3.1.1. Émissions atmosphériques.....	23
3.1.2. Sous-produits solides de combustion.....	23
3.2. Toxicité et exposition.....	24
3.3. Risques à la santé.....	26
4. Compostage.....	30
4.1. Types de rejets et exposition de la population.....	30
4.1.1. Poussières et bioaérosols.....	30
4.1.2. Contaminants organiques et métaux.....	31
4.2. Risques à la santé.....	32
5. Odeurs, bruit et autres nuisances associées à la gestion des matières résiduelles.....	33
5.1. Odeurs nauséabondes.....	33
5.1.1. Sources d'odeurs des lieux de traitement de matières résiduelles.....	33
5.1.2. Perception de l'odeur.....	36
5.1.3. Exposition.....	37
5.1.4. Risques à la santé.....	37
5.2. Bruit environnemental.....	39
5.2.1. Effets sur la santé.....	39
5.2.2. Enjeux liés au bruit.....	40
5.2.2.1. Plaintes.....	40
5.2.2.2. Limites de bruit applicables.....	40
5.2.2.3. Nature des bruits.....	41
5.2.3. Recommandations de l'OMS.....	42
5.2.3.1. Bruit le jour.....	43
5.2.3.2. Bruit la nuit.....	43
5.2.4. Autres facteurs et mesures à considérer.....	44
5.3. Vermine.....	45
6. Dimensions sociales et psychologiques.....	47

6.1.	Acceptabilité sociale	47
6.2.	Nuisances à la qualité de vie et perception du risque	49
6.3.	Impacts sociaux et psychologiques.....	50
6.4.	Gestion des risques pour la santé	51
7.	Enjeux spécifiques au territoire nordique	52
7.1.	Enfouissement.....	52
7.2.	Incinération à ciel ouvert	53
7.3.	Gestion des nuisances	54
7.4.	Autres enjeux spécifiques en territoire nordique	54
8.	Conclusion.....	55
9.	Références	56

Liste des tableaux

Tableau 1	Composition typique du biogaz d'un lieu d'enfouissement	page 14
Tableau 2	Évolution dans le temps du contenu typique du lixiviat d'un LES et comparaison avec la composition de l'eau sanitaire usée	page 18
Tableau 3	Qualité physico-chimique du lixiviat de plusieurs décharges d'ordures ménagères et de déchets industriels	page 19
Tableau 4	Cancérogénicité et toxicité des principaux contaminants émis par les incinérateurs	page 25
Tableau 5	Profil chimique des métaux et composés organiques contenus dans les éléments sortants suite à l'incinération (données de 2001)	page 26
Tableau 6	Effets sur la santé répertoriés chez les populations qui résident à proximité d'incinérateurs post-2001	page 28
Tableau 7	Seuils d'odeur de différents composés émis par des LTMR	page 35
Tableau 8	Organes touchés et symptômes communs de l'exposition aux odeurs environnementales notées dans des études épidémiologiques	page 38
Tableau 9	Résumé de certaines recommandations de l'OMS pour le bruit environnemental	page 43

Liste des figures

Figure 1	Variation dans la production des principaux composants du biogaz selon le temps	page 15
Figure 2	Représentation qualitative du changement de concentration des composés trace dans le biogaz en fonction du temps	page 16
Figure 3.	Source de certains polluants retrouvés dans les rejets des incinérateurs	page 22
Figure 4	Roue d'odeur des lieux d'enfouissements	page 34
Figure 5	Roue d'odeur des sites de compostage	page 34

1. Introduction

1.1. Mise en contexte

Dans le cadre du mandat confié au Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE) portant sur l'état des lieux et la gestion des résidus ultimes, la commission d'enquête a demandé au ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS) de préparer un rapport faisant état des impacts sanitaires d'un lieu de traitement des matières résiduelles (LTMR).

Il convient de préciser au départ qu'il existe plusieurs définitions du terme « matière résiduelle », mais toutes ont en commun la notion que celles-ci sont des matières indésirables dont le détenteur veut se débarrasser. Pour les fins du présent rapport, le terme « matière résiduelle » sera utilisé pour désigner l'ensemble des matières et résidus destinés à l'élimination, que ceux-ci soient valorisables ou non.

Il faut également préciser qu'au Québec, les matières résiduelles peuvent être classées selon :

- leur appellation réglementaire: sols contaminés; déchets biomédicaux, miniers et radioactifs; pâtes et papiers; boues organiques, etc.;
- le générateur (secteur) : municipal; industriel, commercial et institutionnel (ICI); construction, rénovation et démolition (CRD).

Dans ce contexte et considérant les contraintes liées au calendrier des activités du BAPE, le présent rapport présente les principaux aspects toxicologiques, les nuisances, ainsi que les impacts psychologiques et sociaux associés aux matières résiduelles pouvant être gérées par enfouissement, incinération ou compostage. L'acceptabilité sociale associée aux LTMR est également abordée. Les impacts sanitaires des autres modes de gestion des matières résiduelles, qu'il ne faut pas négliger pour autant, pourront faire l'objet de précisions ultérieures au besoin. À noter également que le volet de la santé des travailleurs n'est pas couvert par ce rapport, bien qu'on puisse en faire brièvement mention à certains endroits. Il est également important de noter que l'augmentation du télétravail (en raison de la COVID-19 ou pour d'autres raisons) n'a pas été prise en compte pour ce rapport. Cette situation pourrait toutefois avoir un impact sur la perception des nuisances (bruit, odeurs, etc.) et sur les effets psychologiques et sociaux. En effet, même si les exploitants concentrent les activités des LTMR le jour en semaine, il est maintenant plus probable que des riverains soient présents à leur résidence et subissent des effets néfastes.

1.2. Rôles et responsabilités des acteurs de santé publique dans le dossier de la gestion des matières résiduelles

En vertu de la Loi sur la santé publique (L.R.Q., c S-2.2), le ministre de la santé et des services sociaux et les directeurs régionaux de santé publique doivent intervenir, chacun à leur niveau, pour prévenir les maladies, les traumatismes et les problèmes sociaux ayant un impact sur la santé et influencer les facteurs déterminants de la santé de la population.

Selon l'OMS, les déterminants de la santé : « réfèrent à un ensemble de facteurs individuels ou collectifs qui influencent l'état de santé, soit les facteurs personnels, sociaux, économiques et environnementaux. Les différents déterminants de la santé interagissent les uns avec les autres, de sorte que la santé d'une personne est la somme complexe de ces composantes » (Bouchard-Bastien et collab., 2020). L'annexe 1 présente un cadre conceptuel québécois des déterminants de la santé (MSSS, 2014).

Dans leur travail d'analyse de projets, les intervenants de santé publique doivent, entre autres, tenir compte de l'impact potentiel du projet sur les déterminants de la santé. Ils ont ainsi le rôle de s'assurer que les enjeux de santé physique, psychologique et sociale sont bien pris en compte et qu'ils sont adéquatement analysés et atténués, dans le but d'améliorer l'insertion d'un projet dans la société, et ce, dans un esprit de protection de la santé de la population.

L'intégration des enjeux de santé publique se traduit souvent par l'analyse des risques reliés à des agents de nature biologique, chimique ou physique d'origine environnementale, incluant les nuisances qui en découlent. De plus, en cohérence avec l'OMS et les orientations du MSSS, les préoccupations de santé publique concernent également les impacts que peuvent avoir les projets sur les déterminants sociaux de la santé.

D'un point de vue de santé publique, les enjeux incontournables qui sont généralement considérés sont : la qualité de l'eau, la qualité de l'air, la qualité des sols, les risques technologiques, les impacts psychologiques et sociaux, le bruit environnemental, les nuisances, les traumatismes et les impacts sur le système de soins et de services.

En ce qui concerne plus particulièrement les projets de développement ou d'agrandissement de LTMR, les acteurs de santé publique interviennent à trois niveaux :

- pour les projets de LTMR soumis à la Procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement (PÉEIE);
- pour les projets de moins grande envergure, soumis à une autorisation ministérielle en vertu de l'article 22 de la Loi sur la qualité de l'environnement (L.R.Q., c. Q-2);
- pour la gestion des situations problématiques : plusieurs plaintes de citoyens, enjeux de nuisances, etc.

La santé publique a donc un rôle important à jouer et est un partenaire incontournable dans la gestion des matières résiduelles.

1.3. L'évaluation du risque à la santé

Le risque d'effets à la santé dépend de la probabilité d'exposition à un agent dangereux¹, combinée à ses effets négatifs sur la santé de la population (Cortin et collab., 2016). Ces effets négatifs peuvent toucher la santé directement (morbidité, incapacité et mortalité) ou indirectement, par exemple à travers des impacts sociaux ou économiques (Cortin et collab., 2016). L'exposition aux substances dangereuses rejetées par les lieux d'élimination ou de traitement des matières résiduelles varie selon le mode de gestion des matières résiduelles et doit être quantitativement suffisante pour que le risque puisse apparaître. Pour tenter de diminuer ce risque, il faut limiter et contrôler au maximum le rejet de substances potentiellement dangereuses pour l'environnement et la santé humaine.

Le risque d'effets sur la santé dépend des types et des quantités de résidus gérés. Dans les endroits où sont traitées les matières résiduelles, celles-ci se retrouvent souvent mélangées. Il devient alors difficile de caractériser le danger associé à ce mélange ou à des produits issus de sa décomposition (s'il y a lieu). Alternativement, l'évaluation des effets sur la santé peut être faite en considérant les effets qui pourraient survenir pour chaque substance rejetée individuellement pour chaque type d'installation.

¹ Agent dangereux : élément qui peut être une entité de nature biologique, chimique ou physique, un processus, une activité humaine ou une croyance en une pratique pouvant porter atteinte à la santé (Cortin et collab., 2016).

2. Enfouissement

Il existe au Québec différents types de lieux d'enfouissement autorisés en vertu du Règlement sur l'enfouissement et l'incinération des matières résiduelles (REIMR) (L.R.Q., c. Q-2, r.19) :

- les lieux d'enfouissement technique (LET);
- les lieux d'enfouissement de débris de construction ou de démolition (LEDCD);
- les lieux d'enfouissement en tranchée;
- les lieux d'enfouissement en milieu nordique;
- les lieux d'enfouissement en territoire isolé.

Pour alléger le texte, le terme « site d'enfouissement » sera utilisé dans le présent chapitre pour désigner les LET et les LEDCD. Les lieux d'enfouissement en tranchée, en milieu nordique et en territoire isolé étant soumis à des règles d'aménagement et de gestion particulières, les effets à la santé pouvant y être associés sont traités au chapitre 7.

2.1. Types de rejets et exposition de la population

Les sites d'enfouissement reçoivent une très grande variété de matières résiduelles provenant des secteurs municipal, commercial et industriel. Les proportions de chaque type de matière résiduelle varient considérablement selon la nature du site (LET vs LEDCD) et la nature des matières autorisées sur le site au fil des ans (changements réglementaires, modification de la vocation du site, efforts de valorisation et détournement des matières avant l'enfouissement définitif, etc.).

La taille souvent imposante des sites d'enfouissement génère une grande quantité de biogaz et de lixiviat. La composition et la quantité de biogaz et de lixiviat peuvent varier énormément d'un site à l'autre en fonction de plusieurs facteurs :

- caractéristiques des matières résiduelles elles-mêmes : nature (déchets municipaux, industriels, de construction, etc.), quantité et propriétés physico-chimiques, etc.;
- caractéristiques du site d'enfouissement : mode d'exploitation (délai et conditions d'enfouissement), contrôle des rejets dans l'environnement, étendue du site (surface au sol) et âge de la décharge, etc.;
- conditions climatiques : température, quantité de précipitations, etc.

Le biogaz est généré par la grande quantité de matières putrescibles qui se trouve sur le site et est donc principalement associé aux sites d'enfouissement sanitaires (LES) et techniques (LET). Dans cette optique, les LEDCD ont longtemps été perçus comme comportant peu de risques à la santé, puisque les déchets qui y sont enfouis sont peu putréfiables et difficilement solubles, produisant ainsi une quantité minime de lixiviat et de biogaz. Toutefois, les LEDCD ne sont pas sans danger. Par exemple, le placoplâtre (gypse) est lixiviable et putréfiable dès qu'il est humide, tandis que le bois sécrète des phénols en se décomposant et rejette des biogaz dans l'atmosphère. De plus, les résidus de démolition peuvent être amalgamés avec d'autres matières telles que de la peinture, du vernis et de la créosote. Ces produits, souvent à base d'huile et de composés organiques, peuvent migrer dans le sol et contaminer des sources d'eau (Recyc-Québec, 2006).

Outre les biogaz et le lixiviat, les sites d'enfouissement sont générateurs de nuisances telles que les odeurs nauséabondes (décomposition des matières organiques), les niveaux de bruit élevés (machinerie utilisée pour opérations courantes du site) et la présence de vermines (goélands, rongeurs, etc.) attirées par l'abondance de nourriture. Ces nuisances, traitées plus en détail au chapitre 5, peuvent gêner les activités et affecter la qualité de vie des citoyens vivant à proximité des sites d'enfouissement.

2.1.1. Biogaz

Différents processus sont impliqués dans la génération des biogaz à l'intérieur des sites d'enfouissement, dont la décomposition bactérienne aérobie ou anaérobie de la matière organique, la volatilisation, et les réactions chimiques entre les différents composants (ATSDR, 2008).

Composition

De nombreuses substances se retrouvent dans les biogaz issu des lieux d'enfouissement (voir tableau 1) et la composition de ce dernier variera dans le temps, selon l'étape dominante de décomposition (aérobie, anaérobie, méthanogène) (figures 1 et 2) de la matière organique. Le dégagement de biogaz (période active) par les lieux d'enfouissements dure environ une trentaine d'années (Desrosiers, 2004; Olivier, 1999). Selon la référence consultée, il est possible de classer les composés du biogaz de plusieurs manières. On y retrouve : des hydrocarbures aliphatiques, des hydrocarbures aromatiques, des composés oxygénés tel les alcools, aldéhydes, esters, etc., des composés halogénés, des composés soufrés réduits, des terpènes, des composés azotés tel l'ammoniac et différents composés inorganiques (Duan et collab., 2021).

Tableau 1 Composition typique du biogaz d'un lieu d'enfouissement (adapté de ATSDR, 2008)

Composé	Pourcentage du volume	Caractéristique
Méthane	45 à 60	Le méthane est produit naturellement. Il est incolore et inodore. Au Canada, les émissions de méthane des sites d'enfouissement représentent 20 % des émissions.
Dioxyde de carbone	40 à 60	On le retrouve dans l'atmosphère à une concentration d'environ 0,04 %. Il est incolore et inodore. Légèrement acide.
Azote	2 à 5	L'azote représente environ 79 % de l'atmosphère. Il est incolore, inodore et insipide.
Oxygène	0,1 à 1	L'oxygène représente environ 21 % de l'atmosphère. Il est incolore, inodore et insipide.
Ammoniac	0,1 à 1	Gaz incolore avec une puissante odeur piquante très caractéristique.
COVNM Composés organiques volatils non-méthaniques	0,01 à 0,6	Les COVNM sont principalement composés d'atome de carbone et d'hydrogène. Ils peuvent aussi contenir des atomes d'oxygène, d'azote, de soufre ou de métal. Les plus communs dans le biogaz sont : le benzène, le chloroforme, le chlorure de vinyle, le dichloroéthane, le dichloroéthylène, le dichlorométhane, le sulfure de carbonyle, l'éthyle benzène, l'hexane, le tétrachloroéthylène, le toluène, le xylène, etc.
Sulfures	0 à 1	Les sulfures comme le sulfure d'hydrogène, le sulfure de diméthyle et les mercaptans sont produits naturellement et donne l'odeur particulière d'œuf pourri au biogaz. Les sulfures peuvent causer une odeur désagréable à très basse concentration.
Hydrogène	0 à 0,2	Gaz incolore et inodore.
Monoxyde de carbone	0 à 0,2	Gaz incolore et inodore.

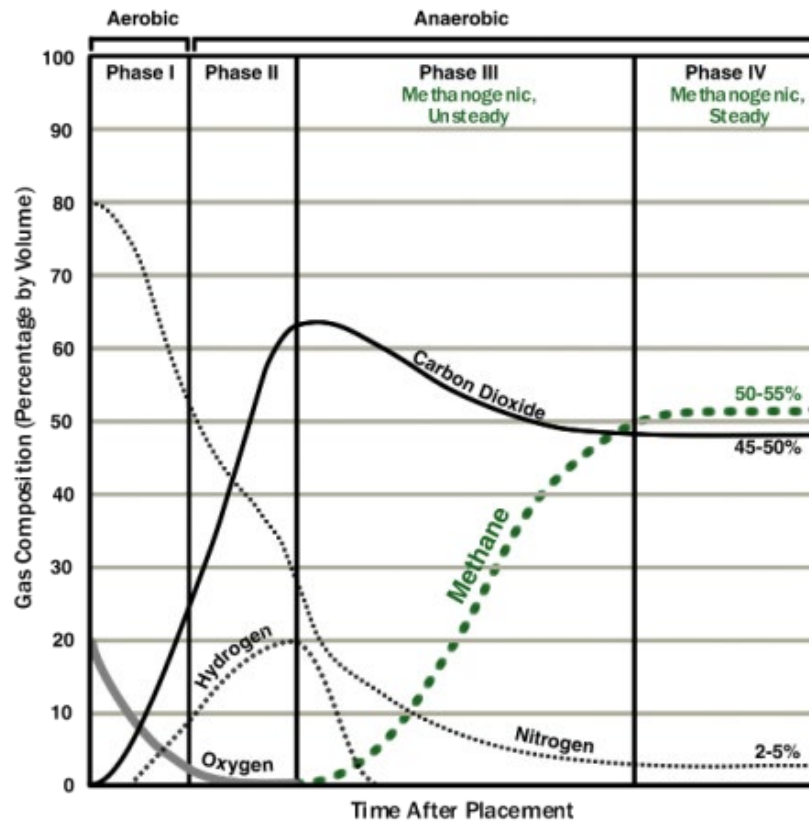


Figure 1 Variation dans la production des principaux composants du biogaz selon le temps (tiré de US EPA, 2021)

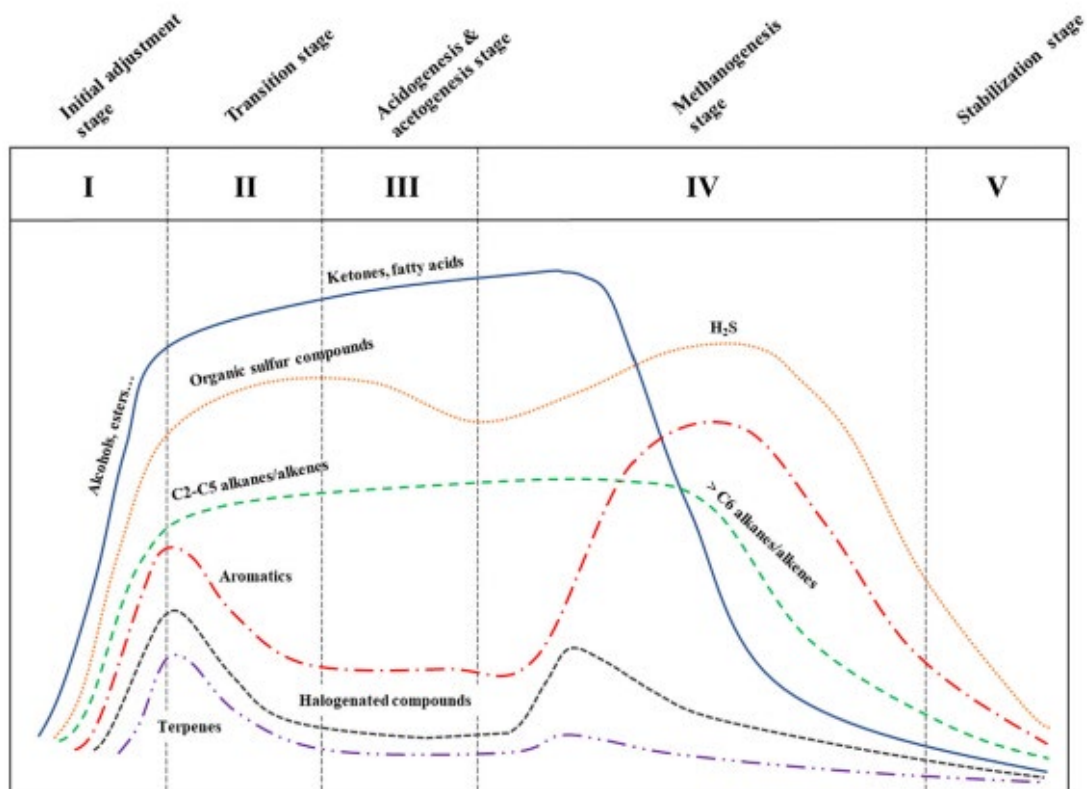


Figure 2 Représentation qualitative du changement de concentration des composés trace dans le biogaz en fonction du temps (tiré de Duan et collab., 2021)

Les principaux constituants des biogaz sont le méthane (CH_4 , 45 % à 60 %) et le dioxyde de carbone (CO_2 , 40 % à 60 %) (ATSDR, 2008). Les concentrations de dioxyde de carbone et de méthane retrouvées à proximité d'un site d'enfouissement ne représentent pas un risque pour la santé. Cependant, en contribuant au réchauffement climatique par l'effet de serre, ils ont un impact indirect sur la santé de l'ensemble de la population et ce, de nombreuses manières (Watts et collab., 2017; OMS, 2016). Pour l'année 2018, les émissions des déchets municipaux dans les sites d'enfouissement ont produit 12 Mt d'eq CO_2 au Canada, soit 1,6 % des émissions (Environnement Canada, 2020). Ceci exclut les émissions des sites d'enfouissement de résidus de matière ligneuse, ainsi que les émissions du compostage, des boues de traitement des eaux, des incinérateurs et du brûlage à ciel ouvert. Si on inclut les émissions de ces méthodes d'élimination, on compte plutôt 20 Mt d'eq CO_2 produit par la gestion de déchets au Canada. (Environnement Canada, 2020). Une accumulation de méthane peut également représenter un risque pour la sécurité dû aux risques d'explosions (ATSDR, 2008).

Outre l'oxygène et l'azote, une multitude d'autres composés traces seront retrouvés dans le biogaz. Dans une étude d'Allen et collab. (1997), plus de 140 composés organiques volatils non-méthaniques (COVNM) différents ont été identifiés. Bien qu'ils ne comptent que pour moins de 1 % de la composition du biogaz, les propriétés chimiques et physiques de ces composés en font une préoccupation de santé publique. À de fortes concentrations, les COVNM peuvent être des irritants des voies respiratoires ou des yeux et peuvent causer des maux de tête. Ils peuvent causer des réactions allergiques et de l'asthme (Camak, 2014; Kim, 2013) et peuvent avoir des impacts négatifs sur le foie, les reins et le système nerveux central. Plusieurs COVNM présents dans le biogaz comme le benzène, le chloroforme, le chlorure de vinyle etc. sont des cancérigènes connus ou suspectés.

Dans le contexte de l'exposition de la population au biogaz généré par les sites d'enfouissement, les effets aigus ont une plus faible probabilité de se manifester et le caractère cancérigène, après une longue exposition, représente le principal enjeu des COVNM pour la santé publique. Le contexte pourrait cependant être différent pour les travailleurs qui opèrent les activités sur le site, mais cet élément ne fait pas l'objet du présent rapport.

La présence d'odeurs nauséabondes est la principale cause de plaintes formulées à l'endroit de lieux d'enfouissement existants, en plus d'être l'une des principales raisons d'opposition à la construction de nouveaux lieux d'enfouissement (Cai et collab., 2015). Les composés traces des biogaz sont responsables des problématiques d'odeurs associées aux lieux d'enfouissement. Cet élément est traité au chapitre 5.

Exposition de la population

L'exposition de la population dépend des émissions globales du site d'enfouissement, qui elles dépendent entre autres de la méthode utilisée pour disposer des gaz et s'il y a ou non présence d'un système de collecte des biogaz. L'efficacité des systèmes de collecte de biogaz varie de 50 % à 95 %, et est principalement influencée par le mode de gestion du lieu d'enfouissement (US EPA, 1995).

Les biogaz sont principalement émis dans l'atmosphère, et sont transportés par les vents vers les communautés avoisinantes. Ils peuvent également migrer latéralement dans le sol pour pénétrer dans les sous-sols des bâtiments en empruntant les sols perméables, ou par des voies préférentielles tels que les systèmes d'égouts avoisinants, et se concentrer dans l'air intérieur. L'exposition de la population vivant à proximité des sites d'enfouissement se produit par inhalation de l'air contaminé intérieur ou extérieur (ATSDR, 2008; Gandolla, 1997).

2.1.2. Lixiviat

Une grande variété de contaminants peut être retrouvée dans le lixiviat des sites d'enfouissement, dont les principaux sont (Bélangier et collab., 1993; Santé Canada, 2004) :

- Contaminants organiques : benzène, chlorure de vinyle, dichlorométhane, tétrachloroéthylène, tétrachlorométhane, chlorophénols ;
- Contaminants inorganiques : nitrates/nitrites, arsenic, cyanures, cadmium, chrome, mercure, plomb ;
- Contaminants biologiques : bactéries (coliformes de la famille des entérobactéries), Virus (hépatite A et du groupe Norwalk), protozoaires parasites (*Giardia lamblia* et *Cryptosporidium parvum*).

La composition chimique du lixiviat dépend fortement de la nature des matières résiduelles enfouies et de la gestion des apports en eau. Certains contaminants sont entraînés plus rapidement que d'autres par les eaux de lixiviation. Par exemple, les chlorures se dissolvent rapidement, tandis que les métaux lourds mettent plus de temps à percoler (Olivier, 1999). Les lixiviats sont généralement caractérisés par les paramètres comme le pH, la conductivité, l'azote global, la demande biologique en oxygène (DBO), la demande chimique en oxygène (DCO) et leurs contenus en métaux et métalloïdes toxiques ou indésirables. La DBO et la DCO sont les paramètres qui indiquent la concentration en matière organique. Suivant l'évolution chimique et biologique des matières résiduelles, on retrouve trois types de lixiviats : les lixiviats jeunes (< 5 ans), intermédiaires et stabilisés (> 10 ans). Le tableau 2 présente l'évolution dans le temps des propriétés physico-chimiques d'un lixiviat comparé aux eaux sanitaires usées. Le tableau 3 illustre quant à lui la qualité physico-chimique du lixiviat. Les valeurs limites fixées par le REIMR sont ajoutées à titre comparatif.

Tableau 2 Évolution dans le temps du contenu typique du lixiviat d'un LES et comparaison avec la composition de l'eau sanitaire usée (tiré de Olivier, 1999)

Paramètre	Lixiviat, 1 à 2 ans (mg/L)	Lixiviat, 5 ans (mg/L)	Lixiviat, 15 ans (mg/L)	Eaux usées (mg/L)	Valeurs limites REIMR (mg/L)
pH	6 - 7	7 - 8	7 - 8	7 - 8	6.0 – 9.5 ^a
Demande chimique en oxygène (DCO) ^b	20 000 – 40 000	500 – 3 000	-	350	-
Demande biologique en oxygène sur 5 jours (DBO ₅) ^c	10 000 – 20 000	50 – 100	50	250	150 ^a
Carbone organique total (COT)	9 000 – 15 000	100 – 1 000	-	100	-
Acides volatils	9 000 – 25 000	50 – 100	-	50	-
Azote ammoniacal (exprimé en N)	1 000 – 2 000	-	60	15	25 ^a 1.5 ^d
Azote organique (exprimé en N)	500 – 1 000	-	10	10	10 ^d
Solides dissous totaux	20 000	5 000	2 000	-	-
Chlorures (exprimés en Cl ⁻)	1 000 – 3 000	500 – 2 000	500	-	250 ^d
Hydrogénocarbonate	1 000 – 3 000	1 000 – 2 000	-	-	-
Sulfates (exprimés en SO ₄ ²⁻)	500 – 1 000	50 – 500	-	-	500 ^d
Phosphate	50 – 150	10 - 50	-	-	-

^a Selon l'article 53 du REIMR portant sur le lixiviat et les eaux recueillies par tout système de captage.

^b DCO : Quantité d'oxygène dissous requise pour la décomposition à la fois des substances minérales et des substances organiques biodégradables et non biodégradables.

^c DBO₅ : Quantité d'oxygène dissous requise pour la décomposition bactérienne des matières organiques dans l'eau. La période de 5 jours ne représente qu'une partie de la demande.

^d Selon l'article 57 du REIMR portant sur les eaux souterraines.

Tableau 3 Qualité physico-chimique du lixiviat de plusieurs décharges d'ordures ménagères et de déchets industriels (adapté de Clément et collab., 1993)

Paramètre	Valeur minimale (mg/L)	Valeur maximale (mg/L)	Moyenne géométrique (mg/L)	Valeurs limites REIMR (mg/L)
pH	4,9	8,9	6,9	6,0-9,5 ^a
DCO (mg O ₂ /L)	10,0	86 000	1231,0	-
DBO ₅ (mg O ₂ /L)	0	73 000	388,0 ^b	150 ^a
COT	3,0	22 500	218,0	-
Ammoniac	0,9	2 154	47,0	25 ^a 1,5 ^c (N ammoniacal)
Chlorures (exprimés en Cl ⁻)	7,0	8 800	523,0	250 ^c
Sulfates (exprimés en SO ₄ ⁻²)	3,0	3 239	121,0	500 ^c
Chrome	0	23	0,07 ^b	0,05 ^c
Cuivre	0	16	0,04 ^b	-
Fer	0,05	1 995	11,5	0,3 ^c
Nickel	0	79	0,12 ^b	0,02 ^c
Plomb	0	46	0,05 ^b	0,01 ^c
Zinc	0	326	0,36 ^b	0,17 ^a 5 ^c

^a Selon l'article 53 du REIMR portant sur le lixiviat et les eaux recueillies par tout système de captage.

^b À l'exception des concentrations nulles.

^c Selon l'article 57 du REIMR portant sur les eaux souterraines.

À l'instar des propriétés énoncées dans la section 2.1.1, plusieurs des contaminants retrouvés dans le lixiviat sont reconnus pour leur toxicité et leur cancérogénicité.

La percolation du lixiviat jusqu'à une nappe phréatique ou son ruissellement dans les eaux de surface peuvent résulter en une contamination des sources d'eau potable. Si la source d'approvisionnement en eau d'un réseau d'aqueduc est située à proximité d'un site d'enfouissement, l'eau consommée par la population pourrait être contaminée à un degré plus ou moins important, dépendamment du degré de contamination de l'eau brute, des traitements apportés à cette eau et des contrôles effectués avant sa distribution dans le réseau d'eau potable. La population approvisionnée par des petits réseaux d'aqueduc (dont le traitement n'est pas toujours optimal) ou des puits privés peut être plus à risque d'exposition aux contaminants présents dans le lixiviat. L'exposition au lixiviat se fait donc principalement par ingestion, mais également par inhalation lors de la vaporisation de l'eau contaminée (par exemple lors de douches) et par un contact direct avec la peau et les muqueuses (par exemple lors d'activités aquatiques).

2.2. Risques à la santé

De nombreux effets sur la santé sont soupçonnés avoir un lien avec le fait de vivre à proximité d'un site d'enfouissement. La mauvaise gestion antérieure des rejets de plusieurs sites d'enfouissement, ainsi que la nature des déchets pouvant ou ayant pu y être enfouis, contribuent à entretenir l'idée de liens de causalité potentiels.

Pour évaluer les risques à la santé en lien avec les sites d'enfouissement, l'OMS (WHO, 2000) recommande de considérer les activités humaines à l'intérieur d'un rayon d'un kilomètre et l'eau de surface et souterraine dans un rayon de deux kilomètres. L'OMS recommande également de prioriser les effets énumérés par l'*Agency for Toxic Substances and Disease Registry* (ATSDR), basé sur la littérature toxicologique et épidémiologique :

- malformations congénitales et troubles de la reproduction;
- cancers;
- maladies respiratoires;
- troubles du système immunitaire;
- troubles neurotoxiques;
- dysfonction rénale;
- dysfonction hépatique.

Cette liste concorde avec les principales catégories d'effets à la santé recensés dans de nombreuses études épidémiologiques et revues de littérature portant sur les sites d'enfouissement : les cancers, les anomalies congénitales, les problèmes de reproduction et les bébés de petit poids. D'autres effets à la santé, tels que des problèmes respiratoires, des irritations de natures diverses, une consommation plus élevée de médicaments, des problèmes neurologiques, etc., sont également recensés dans la littérature, à des fréquences variables.

Plusieurs revues de littérature portant sur les effets à la santé associés chez les populations vivants à proximité de sites d'enfouissement ont été publiées (Kihal-Talantikite et collab., 2017; Ncube et collab., 2016; Mattiello et collab., 2013; Forastiere et collab., 2011; Porta et collab., 2009; Giusti, 2009; Saunders, 2007; Enviro Consulting and University of Birmingham, 2004; Franchini et collab., 2004; Rushton, 2003; Vrijheid, 2000). Bien que des excès de risques soient parfois observés, les principales revues de littérature consultées qualifient de « insuffisantes », « faibles » ou « inadéquates » les évidences scientifiques démontrant un lien entre les effets sur la santé et les sites d'enfouissement (Porta et collab., 2009).

Les risques de cancer associés à la proximité de sites d'enfouissement ont fait l'objet de plusieurs études. Bien que certaines études aient rapporté des excès de risque (par exemple Comba et collab., 2006; Minichilli et collab., 2005; Altavista et collab., 2004; Goldberg et collab., 1999; Michelozzi et collab., 1998; Lewis-Michl et collab., 1998), les évidences d'une hausse de risque de cancer sont considérées inconstantes et inadéquates (Ncube et collab., 2016; Mattiello et collab., 2013; Porta et collab., 2009).

Au niveau des effets sur la reproduction, les bébés de petit poids à la naissance et les malformations congénitales, les résultats tendent à montrer une augmentation du risque associé à la proximité des sites d'enfouissement (Kihal-Talantikite et collab., 2017; Linzalone and Bianchi, 2005; Enviro Consulting and University of Birmingham, 2004 ; Vrijheid, 2000). Selon Giusti (2009), la plus forte association entre un effet à la santé et les sites d'enfouissement est pour les malformations congénitales. À l'inverse, les études faites par Elliott et collab. (2001) et Jarup et collab. (2007) n'ont pu démontrer des excès de malformations congénitales et de faible poids à la naissance une fois les facteurs confondants pris en considération. Selon Ncube et collab. (2016), il est impossible de conclure

à un effet tératogénique menant à un bébé de petit poids. Sur les 29 études analysées par Saunders (2007), où les résultats se répartissent à parts égales entre une association possible d'effet ou non, l'auteur conclut que le lien entre les effets néfastes sur la naissance et la proximité d'un site d'enfouissement n'est pas convaincant.

Plusieurs auteurs émettent des réserves sur le lien apparent avec les sites d'enfouissement, les informations disponibles ne permettant pas de dire si les sites d'enfouissement seraient la cause directe ou plutôt un des éléments contribuant à cet effet. De plus, plusieurs études ont été réalisées en incluant des sites d'enfouissements acceptant (ou ayant déjà accepté) des matières dangereuses. Or, lorsque les résultats sont comparés à ceux obtenus pour des études où il n'y a pas d'enfouissement de matières dangereuses, les effets à la santé notés sont beaucoup moins importants (Kihal-Talantikite et collab., 2017; Porta et collab., 2009). Ces auteurs concluent qu'un site d'enfouissement n'acceptant que des déchets municipaux ne représente pas un risque à la santé en ce qui a trait aux malformations congénitales et aux différents problèmes associés à la reproduction.

Les effets à la santé investigués (cancers, malformations) sont peu fréquents. Ils nécessitent donc d'être étudiés au sein d'un large bassin de population pour pouvoir déceler des excès statistiquement significatifs. Pour pallier le manque de puissance statistique, les auteurs incluent plusieurs sites d'enfouissement dans leurs études, élargissant par la même occasion le bassin de population sur laquelle des effets à la santé peuvent être observés. Cependant, la majorité des revues de littérature consultées font état des nombreuses limites que comportent des études épidémiologiques et par conséquent, de la difficulté d'interpréter les résultats. La principale difficulté est le manque de données sur l'exposition de la population (Kihal-Talantikite et collab., 2017; Mattiello et collab., 2013; Porta et collab., 2009). En effet, différents rayons (1, 2 ou 3 km) sont utilisés pour investiguer les effets sur la santé. Il est également assumé que l'exposition de la population aux contaminants est uniforme à l'intérieur du rayon, ce qui est peu probable dans les faits. De plus, les auteurs combinent souvent dans les études multisites des sites d'enfouissement recevant des déchets municipaux et/ou des déchets dangereux, la définition même du type de déchet accepté dans un site d'enfouissement étant variable d'un pays à l'autre (Kihal-Talantikite et collab., 2017; Mattiello et collab., 2013; Porta et collab., 2009). Le manque de contrôle pour les facteurs confondants (ex. : tabagisme, statut socio-économique, etc.) est également largement cité comme contribuant à la difficulté d'interprétation des résultats.

En conclusion, bien que certaines études épidémiologiques rapportent une légère augmentation du risque associé aux sites d'enfouissement, les preuves sont généralement contradictoires ou non-concluantes et ne permettent pas d'établir clairement l'existence d'un lien de cause à effet.

3. Incinération

L'incinération est une pratique d'élimination des matières résiduelles moins courante au Québec que l'enfouissement, du moins sur la base du nombre d'installations qui sont au nombre de quatre dans la province (Recyc-Québec, 2020). L'incinération des ordures ménagères représente une solution pour réduire le volume de déchets à enfouir, tout en apportant une solution énergétique potentielle avec la chaleur dégagée par la combustion de ces ordures (Asthana et collab., 2007). Toutefois, l'incinération produit également des rejets (solides et gazeux) d'une diversité de composés chimiques, dont certains peuvent avoir des effets néfastes pour la santé humaine, même à des doses relativement faibles.

3.1. Types de rejets et exposition de la population

Lors de la combustion, les matières premières peuvent se transformer et libérer des composés plus toxiques que le composé original. Ces composés deviennent alors biodisponibles et sont concentrés dans les produits de l'incinération : les gaz, les cendres volantes, les cendres de grille et les mâchefers.

La figure 3 présente l'origine des principaux polluants dans les ordures ménagères.

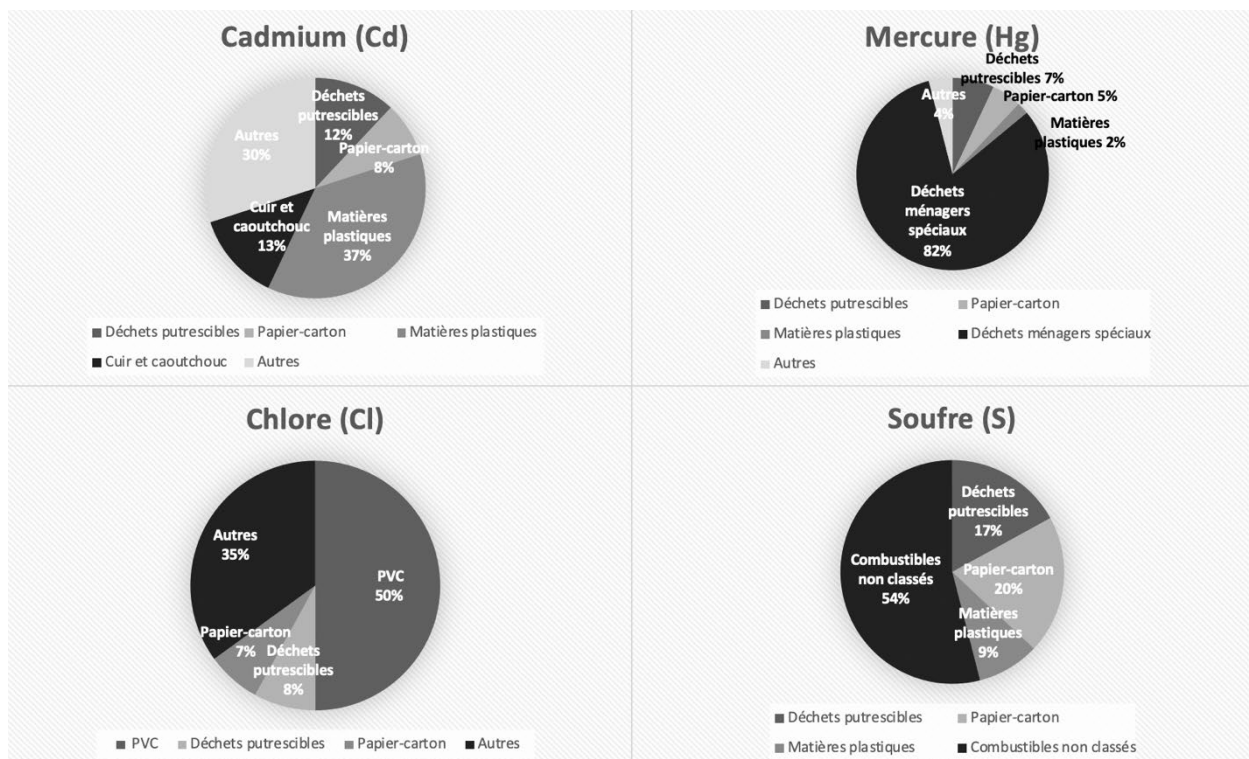


Figure 3 Source de certains polluants retrouvés dans les rejets des incinérateurs (fait à partir des données de MEDD, 2004)

En ce qui concerne le fluor, les papiers et cartons constituent 50 % des sources et les matières plastiques 10 %. Quant au plomb, il origine essentiellement de sources de plomb métallique et d'additifs présents dans le verre. De leur côté, le zinc et le cuivre ont pour source respective la soudure de déchets spéciaux ou de boîtes de conserve et les tuyaux de cuivre, tandis que l'arsenic provient majoritairement du verre (MEDD, 2004).

3.1.1. Émissions atmosphériques

À la suite de la combustion à haute température des ordures ménagères, les polluants sous forme gazeuse sont traités et ensuite dirigés vers une cheminée pour être rejetés dans l'air extérieur. Les systèmes de traitement ont pour objectif de capter les poussières et les métaux, de neutraliser les gaz acides et de détruire les dioxines et les oxydes d'azote contenus dans les déchets ou générés lors de l'incinération. Cependant, l'efficacité du système de filtration est très variable selon l'âge de l'incinérateur et les caractéristiques d'émissions atmosphériques recherchées. Les conditions d'opération de l'incinérateur sont déterminantes quant à l'efficacité de la combustion des déchets, ainsi que la nature et la quantité des contaminants émis (Franchini, et collab., 2004; Gérin, et collab., 2003).

Les principaux contaminants gazeux rejetés dans l'atmosphère par les incinérateurs sont : les oxydes d'azote, le dioxyde de soufre, le monoxyde de carbone, le chlorure d'hydrogène et le fluorure d'hydrogène (Santé Canada, 2004; Olivier, 1999).

Les émissions atmosphériques des incinérateurs sont également constituées de poussières (matières réduites en poudre très fine) et de cendres volantes (résidus des matières brûlées, de faible dimension et facilement aéroportées) n'ayant pas été captées par les systèmes d'épuration des fumées. Ces rejets sont composés de matières inertes (ex. silice) et de métaux volatilisés (arsenic, cadmium, chrome, magnésium, mercure, plomb, zinc).

Il arrive également que des substances qui ne sont pas complètement brûlées, telles que des composés organiques insolubles (HAP, BPC, dioxines, furanes), des composés organiques solubles (composés phénoliques et benzéniques, COV) et de la chaux utilisée pour neutraliser les gaz acides, se condensent sur les poussières et les cendres volantes (Santé Canada, 2004; Olivier, 1999).

Plus la cheminée est à une altitude élevée, plus elle limitera le dépôt de polluants dans l'environnement immédiat. Une fois dans l'atmosphère, le panache (rejet atmosphérique) sera influencé par les conditions météorologiques, ainsi que par son état physique (température et vitesse de rejet). De plus, en raison de leur taille relativement faible ($< 10 \mu\text{m}$), certaines particules peuvent échapper au processus de captage (filtration) avant leur sortie de la cheminée et se retrouver dans l'air, où ils se comportent comme des gaz. De surcroît, on peut également y retrouver des microparticules de cadmium, de plomb ou encore de zinc (Yoo et al., 2002).

Une fois le panache transporté par les vents ou par la pluie, par une condensation préalable, il y a dépôt dans l'environnement, proximal ou non, de l'incinérateur. Certains d'entre eux peuvent représenter un risque plus élevé s'ils s'accumulent dans les sols, notamment les polluants organiques persistants (POP) et les métaux lourds. La contamination par les dioxines et furanes des végétaux semble être faible puisque ces toxiques sont liposolubles.

3.1.2. Sous-produits solides de combustion

Outre la partie gazeuse, l'incinération des ordures ménagères, dans un modèle simplifié, génère également un terril solide, appelé mâchefier, composé d'un mélange de métaux, de verre, de silice, d'alumine, de calcaire, de chaux et d'autres matières imbrûlées ainsi que de particules imbrûlées grosses et lourdes, appelées cendres de grille. Ils ne contiennent pas ou très peu de dioxines et de furanes. Les cendres de grille et les mâchefiers sont physiquement stables, peu solubles, possèdent un fort pouvoir tampon et ont un pH alcalin (Bélanger et al., 1993; Gérin, et collab., 2003).

Par leur contenu en métaux (zinc, plomb, cuivre, chrome, nickel, cadmium, arsenic et mercure), les cendres de grille et les cendres volantes s'apparentent à des déchets dangereux et doivent être stabilisées chimiquement ou mécaniquement avant d'être enfouies (Olivier, 1999). Avec l'adoption du REIMR, les lieux d'enfouissement technique peuvent maintenant accepter les résidus provenant de toute installation d'incinération de déchets, y compris des incinérateurs de déchets biomédicaux, notamment les cendres de grilles ainsi que les cendres volantes ce qui peut causer des problèmes de nature environnementale et de contamination des sols.

3.2. Toxicité et exposition

Les polluants de l'incinération identifiés comme ayant le plus important potentiel d'impact sur la santé humaine, basé sur leur persistance dans l'environnement, leur bioaccumulation et la toxicité inhérente ou la quantité émise, sont : les composés organiques, les métaux, les poussières (dont le poids moléculaire est inférieur à 10 microns), le dioxyde de soufre (SO₂) et les oxydes d'azote (NO_x) (Enviros Consulting et University of Birmingham 2004; Rushton 2003; Pheby, et collab. 2002; Humfrey, et collab. 1997). Le potentiel cancérigène et la toxicité de ces contaminants (oxydes et poussières) sont présentés au Tableau 4.

Tableau 4 Cancérogénécité et toxicité des principaux contaminants émis par les incinérateurs

Composé organique	Classification CIRC ^a et cancers associés	Toxicité chez l'humain ^{b, c}
Dioxines et furannes	Classe 1 (2,3,7,8-Tétrachlorodibenzo- <i>para</i> -dioxine). Tous les cancers dans leur ensemble. Classe 3 (benzofurannes polychlorés et dibenzo- <i>para</i> -dioxines polychlorés).	Effets dermatologiques, effets hépatiques, effets neuropsychiques (maux de tête, insomnie, nervosité, irritabilité, de dépression, anxiété, perte de libido, encéphalopathie), affaiblissement du système immunitaire, maladies cardio-vasculaires, effets sur la reproduction.
Biphényles polychlorés (BPC)	Classe 2A. Foie, voies biliaires, système lymphoïde et hématopoïétique.	Éruptions cutanées, effets gastro-intestinaux, effets hépatiques, anomalies des hormones thyroïdiennes, problèmes oculaires, affaiblissement du système immunitaire chez les enfants, effets neurologiques variés, effets sur la reproduction.
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	Varie selon le composé dont il est question. Le benzo(a)pyrène (B(a)P) est un des HAP les plus toxiques (Classe 1).	Effets sur le système respiratoire, effets génotoxiques, effets cutanés, effets hématologiques.
Composés organiques volatils (COV)	Varie selon le composé dont il est question.	Effets variables selon les COV : vont de la simple gêne olfactive à une irritation de la peau et des yeux (aldéhydes), une diminution de la capacité respiratoire, jusqu'à des effets mutagènes, tératogènes et cancérigènes (benzène). Les symptômes d'une exposition à de faibles concentrations de COV sont entre autres : fatigue, maux de tête, étourdissement, faiblesse, douleurs dans les articulations, insensibilité ou picotements périphériques, euphorie, serrement de poitrine et perte d'équilibre.
Poussières	Varie selon la nature des poussières.	Les poussières plus dangereuses sont celles dont le diamètre est inférieur à 2,5 µm, car elles peuvent se lier à des composés toxiques et transporter ceux-ci jusqu'aux alvéoles pulmonaires, accentuant ainsi les effets de ces composés. Déclenchement ou accentuation (pouvant mener à la mort) des troubles respiratoires et cardiaques, particulièrement chez les populations sensibles; effets cancérogènes ou mutagènes possibles.
Oxydes d'azote (NO _x)	Non-classé.	Irritation des voies respiratoires supérieures, problèmes respiratoires (détresse, infection, œdème, emphysème), irritation oculaire et larmoiement.
Dioxyde de soufre (SO ₂)	Classe 3.	Problèmes respiratoires (irritation du nez et de la gorge, obstruction des voies respiratoires, altération de la fonction ventilatoire, crises d'asthme). Les personnes asthmatiques y sont particulièrement sensibles.

^a Classification du Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC) : (1) Cancérogène pour l'humain; (2A) Probablement cancérogène pour l'humain; (2B) Possiblement cancérogène pour l'humain.

^b Toutes voies d'expositions confondues; expositions aiguë et chronique.

^c Sources : ATSDR, 2007; INERIS, 2007; INRS, 2007; IPCS, 2007.

Dans un rapport d'étude conjoint du ministère de la Santé et des Sports, de l'Institut de veille sanitaire et de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments portant sur l'imprégnation par les dioxines et les métaux lourds des populations résidant à proximité des incinérateurs dans huit communes françaises, les autorités n'ont pas été en mesure d'établir une relation dose-effet sur la population étudiée.

Ainsi, pour les dioxines et le *polychlorobiphényle-dioxin like* (PCB-DL), l'exposition de la population étudiée était dans la moyenne européenne et la seule différence statistique significative établie avec l'imprégnation des dioxines issues des panaches de vieux incinérateurs était pour les agriculteurs consommant leurs propres produits d'origine animale (lait, viande et œufs) (IVS, 2009). Également, les concentrations de dioxines chez les personnes exposées au panache de fumée étaient sensiblement les mêmes que celles d'autres populations européennes non exposées et aussi inférieures à celles retrouvées chez les grands consommateurs de poissons (IVS, 2009). Dans le cas des métaux lourds, la plombémie et la cadmiurie des personnes exposées demeuraient dans les valeurs normales, et ce malgré le fait que la consommation d'aliments locaux exposés au panache contribue à augmenter la plombémie sanguine de manière modérée (IVS, 2009). Le Tableau 5 résume le profil chimique des métaux et composés organiques contenus dans les fumées de rejet.

Tableau 5 Profil chimique des métaux et composés organiques contenus dans les éléments sortants à la suite de l'incinération (données de 2001) (IVS, 2009)

Paramètre	Pourcentage des émissions totales dû aux incinérateurs	Émissions totales des incinérateurs (Tonnes)
Métaux		
Cadmium	16%	1,8
Mercure	12%	13,8
Plomb	9%	-
Zinc	13%	170
Cuivre	6%	5,2
Composés organiques		
Dioxines/furanes	65%	304 g*
PCB	20%	-

*Quantité émise avant l'arrêté ministériel de 2002 qui a abaissé la norme à 0,1 ng/m³.

3.3. Risques à la santé

Il existe plusieurs études portant sur les expositions aux rejets d'incinération et leurs effets potentiels sur la santé humaine (Trait et collab., 2020). La majorité d'entre elles traitent du lien entre l'exposition aux dioxines et le cancer, ou encore de l'incidence d'un type de cancer à la suite d'une exposition chronique à des polluants issus de l'incinération.

Une étude rétrospective sur les taux de cas de cancers survenus entre 2005 et 2014 dans la zone urbaine autour de l'incinérateur d'ordures ménagères de Nice qui était exposée aux rejets atmosphériques a permis d'observer une corrélation statistique significative entre l'incidence du cancer du poumon et du myélome chez les hommes pour la période 2005-2009 (Barjoan *et al.*, 2020). Avec l'entrée en vigueur de la directive 2000/76/EC de l'Union européenne en 2000, qui visait à diminuer la norme de dioxines atmosphériques à 0,1 ng TEQ/m³ en 2005, cette corrélation statistiquement significative n'a pas été observée pour la période 2010-2014, suggérant ainsi que la diminution de l'incidence de ces cancers pourrait être liée à la baisse des concentrations de dioxines atmosphériques (Barjoan *et al.*, 2020). Une étude de 1974-1987 a établi une association entre l'augmentation du taux de cancers pédiatriques d'enfants nés à proximité d'incinérateurs, malgré des biais possibles.

Selon De Titto (2019), aucune association significative avec une incidence du taux de cancers plus élevée et d'effets néfastes pour la reproduction et le développement n'a été trouvée dans la littérature scientifique. Dans d'autres revues de littérature et des méta-analyses, des associations ont été établies avec certaines pathologies. Devant l'évidence conflictuelle des études épidémiologiques sur la contribution des émissions des incinérateurs et la santé humaine, le tableau 6 présente les données d'une méta-analyse épidémiologique qui traite d'une multitude de pathologies influencées par les rejets de l'incinération (Tait *et al.*, 2020).

Tableau 6 Effets sur la santé répertoriés chez les populations qui résident à proximité d'incinérateurs (Tait et al., 2020)

Effet sur la santé	Commentaire
Impacts de l'incinération sur les risques sanitaires (78 études analysées)	
Diminution de l'exposition aux polluants chez les usines d'incinération utilisant de nouvelles technologies	20 % des études ont conclu que l'exposition des populations aux contaminants était réduite avec les nouveaux incinérateurs et les incinérateurs ayant été rénovés.
Dommages cellulaires et fonctionnels (survie cellulaire, activation des cellulaires immunitaires et dommages oxydatifs)	Exposition de cellules humaines A459 aux particules atmosphériques d'incinérateurs avec une augmentation de la production d'espèces oxygénées réactives. Augmentation de l'activation des lymphocytes chez les travailleurs d'usine d'incinération.
Augmentation de la concentration sanguine de PCDD et de PCDF	Étude chez 16 travailleurs d'un incinérateur fermé en 1997 démontrant des concentrations sanguines de PCDD 4,7 fois supérieures et 2,1 fois supérieures pour les PCDF au niveau de la population.
Augmentation des niveaux sanguins en mercure et en plomb	Étude chinoise (concentrations sériques en Hg supérieures au groupe contrôle), étude espagnole chez les enfants (concentrations en plomb plus élevée dans les cheveux).
Augmentation des concentrations d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	Concentrations urinaires 3,5-15 fois supérieures des métabolites d'HAP chez les travailleurs d'incinérateurs plus anciens.
Impacts de l'incinération sur la santé (33 études analysées)	
Cancers	
Cancer de l'intestin	Étude de cohorte chez des personnes résidant à proximité d'un incinérateur. Le risque relatif était de 2,1 chez les hommes et de 2,0 chez les femmes.
Cancers de l'estomac, de la vésicule biliaire, du poumon et de la plèvre	Étude écologique sur plusieurs incinérateurs et populations exposées en tenant compte de la distance avec l'incinérateur. Le rapport de risque global était de 1,06.
Taux de cancers	Étude japonaise n'ayant pas trouvé de corrélation entre l'exposition aux dioxines des usines d'incinération. Étude écologique sur 2 incinérateurs n'ayant pas établi de lien significatif entre l'exposition aux polluants et l'incidence de cancers.
Accouchement prématuré	Trois études qui ont conclu que l'exposition aux polluants d'incinérateurs était corrélée positivement avec un accouchement prématuré.
Qualité des spermatozoïdes	Étude sur des prélèvements de spermatozoïdes de travailleurs d'incinérateurs qui a établi que le nombre de spermatozoïdes était plus faible chez ces travailleurs avec et qu'ils avaient plus de dommages dans leur ADN.
Fausse couche	Étude transversale effectuée à partir de dossiers médicaux qui a identifié que les femmes exposées aux rejets des incinérateurs risquaient plus une fausse couche.
Lésions cutanées	Présence de plus de lésions cutanées en fonction du degré d'exposition aux dioxines.
Mortalité cardiovasculaire	Augmentation de 0,19 % de la mortalité cardiovasculaire chez les personnes exposées à des concentrations de 40 µg/m ³ de PM ₁₀ d'incinérateurs.

L'incinération représente un mode d'élimination ultime des déchets qui diminue les masses de matières à enfouir et, de manière analogue, contribue à diminuer la lixiviation de polluants dans les sols et dans les eaux souterraines. L'incinération des matières résiduelles génère des sous-déchets de combustion (fumées, mâchefer, REFIOM) qui peuvent avoir des effets pour les populations et les environnements à proximité de ces usines, soulevant ainsi des enjeux de santé publique et de santé environnementale. Compte tenu des risques associés à l'exposition aux dioxines et furanes, l'incinération doit être effectuée selon des méthodes qui réduisent au minimum leur synthèse et les sous-produits de combustion doivent être disposés de manière à ce qu'ils ne s'accumulent pas dans l'environnement. Un besoin de mieux caractériser les émissions pour connaître la composition afin de mieux réguler au niveau juridique reste à combler.

4. Compostage

En 2018, le taux de recyclage global des matières organiques du secteur municipal au Québec était de 35% (Recyc-Québec, 2020). Considérant qu'une des cibles de la Politique québécoise de gestion des matières résiduelles est de recycler 60% de la matière organique putrescible d'ici 2023 (MELCC, 2019), le compostage est appelé à se développer de plus en plus dans un avenir rapproché.

La matière organique putrescible n'est pas toxique en elle-même. En théorie, un compostage bien contrôlé ne devrait pas représenter de danger pour la santé humaine ou pour l'environnement (Domingo et Nadal, 2009; Olivier, 1999). En pratique toutefois, certains contaminants sont présents dans le compost et peuvent représenter un risque pour la santé.

4.1. Types de rejets et exposition de la population

Le compost peut être contaminé par les divers éléments entrant dans sa composition. Alors que certains sont biodégradables, d'autres sont persistants. Certains sont volatils et peuvent contaminer l'air des installations de compostage et des aires avoisinantes. De plus, les installations de compostage peuvent générer des nuisances pour les populations avoisinantes (odeurs, bruit, vermine et autres animaux).

Le présent rapport se concentrera sur les rejets les plus significatifs liés au compostage, soit les poussières et bioaérosols. Des impacts sanitaires liés aux contaminants organiques et aux métaux peuvent également être associés aux sites de compostage et ceux-ci sont brièvement présentés dans ce chapitre. Les odeurs sont également un impact important des activités de compostage et sont traitées au chapitre 5, tout comme les nuisances associées à la vermine et aux autres animaux.

4.1.1. Poussières et bioaérosols

Les sites de compostage sont susceptibles d'émettre des quantités importantes de poussières de toutes sortes, selon la nature des intrants dans le compost. Parmi les plus importantes, les particules d'origine biologique (animales, végétales et microbiologiques) sont regroupées sous le terme de bioaérosols (Pearson et collab., 2015; Deloraine et collab., 2002). Celles-ci peuvent se lier aux poussières et être dispersées dans l'air.

Les bioaérosols présents dans le compost et potentiellement dangereux pour la santé peuvent être regroupés en trois catégories (Pearson et collab., 2015; Beffa et collab., 1998; Déportes et collab., 1995; Millner et collab., 1994) :

- Organismes pathogènes ou d'origine fécale présents dans les produits de départ : bactéries, virus, parasites;
- Organismes pathogènes ou allergisants se développant durant le compostage ou le stockage : c'est surtout le cas des actinomycètes thermophiles, des champignons et de leurs spores;
- Toxines, enzymes et allergènes libérés par les bactéries et les champignons : mycotoxines, endotoxines et glucanes.

Les auteurs de plusieurs revues de littérature (Prasad et collab., 2004 ; Smith, 2002 ; Deloraine et collab., 2002 ; Hester et Harrison, 2002) s'accordent à dire que les quantités de bioaérosols émises par le compostage sont très variables et dépendent de nombreux facteurs tels que la nature des intrants, le type de compostage, le niveau de maturation du compost, la taille des installations, la configuration du site de compostage et des terrains avoisinants (clôtures, arbres, etc.), la méthode et la fréquence de

retournement des tas de compost, les conditions atmosphériques (direction et intensité des vents, température, humidité relative), le niveau d'humidité des tas et les concentrations de bioaérosols déjà présentes en bruit de fond.

Par conséquent, les émissions de bioaérosols sont considérées comme uniques à chaque site. Cependant, les études permettent tout de même d'affirmer que (Smith, 2002 ; ENSP, 2002 ; Jager et Eckrich, 1997) :

- Les concentrations de bioaérosols sont généralement plus élevées sur les sites de compostage que dans tout autre site de traitement des matières résiduelles;
- Toutes les poussières mesurées correspondent à des poussières respirables, la fraction alvéolaire (< 5 µm) représentant 90 % de ces particules.

Les principales voies d'exposition aux bioaérosols et aux poussières sont l'ingestion et l'inhalation, l'exposition par inhalation étant la plus importante (Pearson et collab., 2015). Les études traitant de la dispersion des bioaérosols en dehors des sites de compostage montrent que les concentrations de bioaérosols retournent au niveau du bruit de fond dans les 100 à 500 m du site. La plupart des concentrations atteignent le bruit de fond à moins de 250 m du site (Hester et Harrison, 2002b). C'est pourquoi les auteurs s'accordent pour dire qu'à plus de 250 m d'un site de compostage, la population ne risque pas d'être exposée à des concentrations significatives de bioaérosols (Hester et Harrison, 2002b ; Deloraine et collab., 2002; Environment Agency, 2001).

L'exposition par voie orale peut se faire de différentes façons. Tout d'abord, l'exposition peut se faire par l'ingestion directe de compost, lors d'activités telles que le jardinage et l'horticulture. Cette exposition représente davantage un risque pour les enfants, qui tendent à porter davantage les choses à leur bouche, ou les personnes présentant un comportement de pica. Elle serait d'autant plus importante que le coefficient de pénétration intestinale chez eux s'avère très supérieur à celui des adultes, particulièrement pour les métaux lourds (ENSP, 2002).

Les végétaux peuvent également être contaminés directement par des retombées atmosphériques des poussières et bioaérosols ou par un phénomène de flocage à partir des sols lors des orages (CSHPPF, 1998). Par conséquent, l'ingestion de plantes cultivées à proximité des sites de compostage pourrait représenter une voie d'exposition pour les populations riveraines.

4.1.2. Contaminants organiques et métaux

Différents contaminants organiques peuvent se retrouver dans le compost, tels que les hydrocarbures halogénés, les HAP, les COV et les pesticides (Domingo et Nadal, 2009). Le compost peut également être contaminé par des métaux ferreux et non-ferreux. Ces métaux proviennent notamment des différents rebuts non-détectés (ex. : bouchons de bière, piles). Des métaux tels que l'arsenic, le cadmium, le chrome, le plomb, le mercure et le nickel peuvent être présents dans le compost (Domingo et Nadal, 2009).

La persistance des contaminants organiques lors du compostage dépend de leurs caractéristiques physico-chimiques (solubilité, volatilité, etc.), la nature des matières actives et la capacité à se lier à la matière organique présente dans le compost (ENSP, 2002). Pour ce qui est des métaux, les concentrations auxquelles ils sont retrouvés est très dépendante de la qualité des produits compostés. Un tri à la source efficace peut diminuer les risques de contamination du compost par les métaux.

De manière générale, les teneurs en contaminants organiques et en métaux dans le compost sont faibles et ne posent pas de risque significatif à la santé (Nie et collab., 2018; Domingo et Nadal, 2009; Enviro Consulting et University of Birmingham, 2004; ENSP, 2002; Morvan et Carré, 1995; Cornelissen et Otte, 1993; Tammaddon et Hogland, 1993).

4.2. Risques à la santé

Les études épidémiologiques publiées portant sur les problèmes de santé des populations avoisinantes ne permettent pas de conclure à un lien entre les émissions de bioaérosols d'une installation de compostage et des problèmes de santé chez les populations avoisinantes (Robertson et collab., 2019; Giusti, 2009; Swan et collab., 2003 ; Pheby et collab., 2002 ; Epstein, 2002).

Quelques études ont tout de même établi, sur la base de données qualitatives limitées, qu'il pouvait y avoir un lien entre les émissions de bioaérosols des installations de compostage et une mauvaise santé respiratoire des résidents à proximité (Robertson et collab., 2019). Comme pour d'autres polluants atmosphériques, il est toutefois difficile de faire la distinction entre la contribution d'une source individuelle comme un site de compostage et les concentrations déjà présentes dans l'environnement (Robertson et collab., 2019). Par exemple, un site de compostage pourrait être situé dans un secteur où on retrouve d'autres sources émettrices de bioaérosols. Il peut être ainsi très difficile d'évaluer le risque potentiel pour la santé de la population lié aux bioaérosols émis par les sites de compostage.

Selon Deloraine et collaborateurs (2002), si des bioaérosols issus du compostage étaient susceptibles d'atteindre une zone résidentielle avec de fortes concentrations, le risque théorique serait d'ordre allergique et pour les personnes immunodéprimées principalement.

Les effets à la santé associés aux poussières et bioaérosols sont évalués en fonction de la taille de ceux-ci : plus les poussières et les bioaérosols sont de petite taille, plus ils peuvent pénétrer profondément dans le système respiratoire et par conséquent occasionner des effets à la santé. Les poussières peuvent notamment causer une augmentation des problèmes cardiorespiratoires, une irritation de l'arbre bronchique, une réduction de l'espérance de vie et des taux de mortalité plus élevés (INERIS, 2007). Les bioaérosols peuvent quant à eux causer des problèmes respiratoires tels que l'asthme non-allergique, la rhinite, des irritations des muqueuses, la bronchite chronique, le syndrome toxique de la poussière organique (organic dust toxic syndrome (ODTS)), etc. (Pearsons et collab., 2015; Deloraine et collab., 2002 ; Hester et Harrison, 2002b).

Les personnes les plus vulnérables aux poussières et bioaérosols sont les enfants, les personnes âgées, les asthmatiques et les personnes souffrant de problèmes cardiorespiratoires. Il est à noter que selon un grand nombre d'études, la principale préoccupation en lien avec les bioaérosols et les poussières concerne les travailleurs, car ils sont davantage exposés à ces contaminants de façon concentrée et sur une longue période, et ainsi plus susceptibles de développer des maladies respiratoires (Robertson et collab., 2019; Pearson et collab., 2015; Giusti, 2009; Domingo et Nadal, 2009).

5. Odeurs, bruit et autres nuisances associées à la gestion des matières résiduelles

Les activités associées à la gestion des matières résiduelles peuvent entraîner des nuisances et affecter la qualité de vie des populations riveraines des LTMR. Ce chapitre décrit les nuisances les plus courantes.

5.1. Odeurs nauséabondes

La décomposition de la matière organique génère des odeurs nauséabondes. Ces odeurs sont surtout émises par les lieux d'enfouissement, mais également par les centres de tri de déchets recyclables et les sites de compostage.

5.1.1. Sources d'odeurs des lieux de traitement de matières résiduelles

De nombreux composés issus de la manipulation ou du traitement des déchets peuvent être source d'odeur (Duan et collab., 2021; ATSDR, 2021; Decottignies et collab., 2009; ATSDR, 2008). À titre d'exemple, les figures 4 et 5 présentent les roues d'odeur qui permettent à un individu d'identifier quel type de composé est associé à une odeur dans le contexte des sites d'enfouissement ou de compostage. Ces roues d'odeurs peuvent s'appliquer à d'autres situations où des odeurs environnementales sont susceptibles d'avoir un impact sur la population (Suffet et Braithwaite, 2019). Les composés odorants associés au traitement des déchets les plus connus sont : les composés soufrés (sulfure d'hydrogène, le sulfure de diméthyle, l'éthylmercaptan, méthylmercaptan, etc.), l'ammoniac et d'autres composés organiques volatils comme le chlorure de vinyle et des hydrocarbures (ATSDR, 2008). En plus de la concentration dans l'air ambiant, il faut tenir compte des différents seuils de détection olfactive des composés odorants afin d'évaluer s'ils peuvent avoir un impact chez certains individus plus sensibles, voire sur toute la population environnante (tableau 7).



Figure 4 Roue d'odeur des lieux d'enfouissements (tiré de Decottignies et collab., 2009)

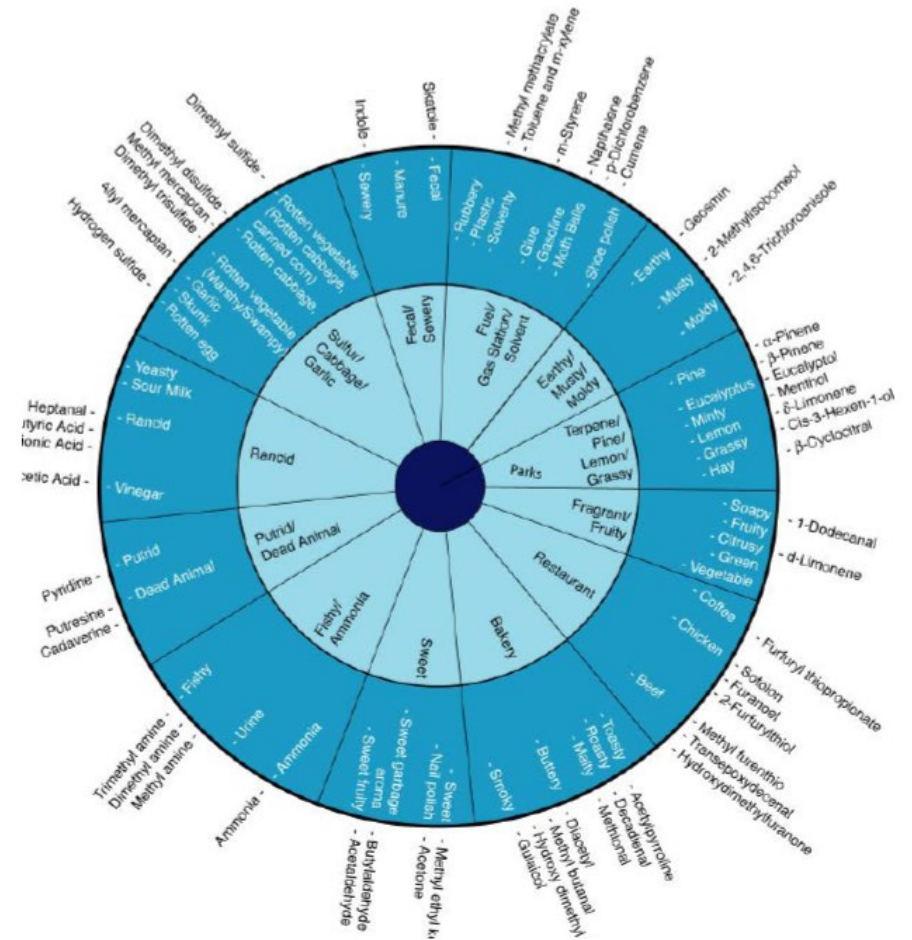


Figure 5 Roue d'odeur des sites de compostage (tiré de Suffet et collab., 2009; Rosenfeld et Suffet, 2003)

Tableau 7 Seuils d'odeur de différents composés émis par des LTMR (adapté de ATSDR, 2008 et REPTOX, 2021)

Composé	Seuil de détection olfactive (ppb ^a)
Ammoniac	1000 à 5000
Benzène	840
Dichloroéthylène	85
Dichlorométhane	205 000 à 307 000
Éthylbenzène	90 à 600
Toluène	10 000 à 15 000
Trichloroéthylène	21 400
Tétrachloroéthylène	50 000
Chlorure de vinyle	10000 à 20 000
<i>Composés soufrés</i>	
Sulfure d'hydrogène	0,5 à 300
Sulfure de diméthyle	0,12
Éthylmercaptan	2,0
Méthylmercaptan	1,6
Disulfure de diméthyle	0,00002

^a ppb : partie par billion

De tous ces composés, les composés soufrés sont particuliers car leurs seuils de détection olfactive sont très bas. Ils peuvent donc être détectés par l'humain à de très faibles concentrations, souvent bien en-dessous du seuil de toxicité. Par exemple, le seuil de détection olfactive du sulfure d'hydrogène (H₂S) varie beaucoup selon les méthodologies et selon les individus. Les valeurs seuils dépendent, entre autres, du temps d'exposition. De toute la littérature consultée, il est ressorti plus souvent entre 2 et 29 ppb (seuil moyen: 8 ppb) (Sucker et collab., 2008; OEHHA, 1999). Selon l'*Agency for Toxic Substances and Disease Registry* (ATSDR), ce seuil de détection varierait entre 0,5 et 300 ppb, selon le US EPA entre 3 et 20 ppb, et selon l'*American Industrial Hygiene Association* (AIHA) autour de 9,4 ppb. Au Québec, le MELCC fixe le seuil de détection du H₂S à 0,5 ppb (valeur la plus basse rapportée). Les mercaptans ont une odeur qui est encore plus intense et un seuil de détection pouvant être jusqu'à 100 fois plus bas que celui du H₂S (REPTOX, 2021; OEHHA, 1999). Selon Kim (2011), lorsque l'on se retrouve avec un mélange de composés soufrés, l'intensité de l'odeur de ce mélange devrait se comporter comme la moyenne des odeurs du mélange. Ces composés n'agiraient pas de manière additive ni synergique.

Amoore (1985) met en garde quant à la différence entre un seuil de détection en conditions de laboratoire et les niveaux auxquels une odeur pourrait être reconnue, ou à laquelle elle serait perçue comme une nuisance. L'analyse de différentes études de laboratoire et sociologiques suggère que le seuil auquel une odeur est reconnue serait issu typiquement d'un facteur de 3 fois supérieur au seuil de détection, tandis que celui à partir duquel l'odeur devenait une nuisance olfactive était, lui, de 5 fois supérieur au seuil de détection. Cette gêne a été caractérisée à partir des réponses esthétiques et comportementales, ainsi que des réponses physiologiques comme des nausées et des maux de tête.

5.1.2. Perception de l'odeur

La perception d'une odeur est complexe, et elle est à la fois physiologique et cognitive. D'une part, elle provient de l'intégration de nombreuses substances chimiques présentes dans l'air (combinaison des molécules de divers gaz, mais aussi d'eau, de COV, etc.). Il suffit souvent d'une quantité infinitésimale de molécules pour qu'une odeur soit sentie (INRS, 2005). L'évolution ayant fait en sorte de nous « apprendre » à éviter les sources malodorantes comme la nourriture (instinct de protection), on peut « craindre » une mauvaise odeur car elle peut représenter un air malsain alors que l'absence d'odeur peut représenter un air sain (Suffet et collab., 2019). Des facteurs physiologiques tels que les habitudes de vie (tabagisme) ou des altérations qualitatives de l'olfaction peuvent faire varier une réponse à une odeur.

D'autre part, l'appréhension, la compréhension et l'évaluation d'un risque associé à une odeur sont des activités cognitives basées sur des informations prélevées. Ces informations proviennent de facteurs individuels, socioculturels et externes. Selon Winneke et Neuf (1992) et Cavalini et ses collaborateurs (1991 et 1994), les principaux facteurs individuels qui peuvent faire varier une réponse à une odeur sont le statut social, l'état de santé, l'exposition préalable à une variété d'odeurs, leur familiarité (mémoire olfactive) et le ton hédonique (appréciation). Des facteurs socioculturels, tels que les réactions des gens autour (normes sociales) l'influenceront également, tout comme des facteurs externes, tels que le contexte d'exposition, la perception de l'environnement près du site (notion d'esthétique) et la présence d'autres odeurs concomitantes (Winneke et Neuf, 1992; Cavalini et collab., 1991). Si l'odeur est perçue comme étant associée à un risque de menace potentielle, la probabilité d'inquiétude et d'augmentation de la gêne occasionnée en est alors plus grande (Baird et collab., 1990). En revanche, des chercheurs ont démontré qu'à de hautes concentrations, le ton hédonique n'influence plus le potentiel de nuisance; c'est la fréquence de réapparition de cette odeur qui devient alors déterminante de la nuisance (Both et collab., 2004).

Shiffman et collab. (2005) proposent une hiérarchie des niveaux d'exposition à une odeur :

1. Détection;
2. Reconnaissance;
3. Nuisance (olfactive);
4. Intolérance à l'odeur (causant des symptômes somatiques);
5. Irritation de perception;
6. Irritation somatique (entraînant en une réaction physique négative);
7. Toxicité chronique;
8. Toxicité aiguë.

Deux autres réactions humaines sont bien documentées au regard du sens olfactif. D'une part, pour plusieurs substances, l'*accoutumance* à une odeur en élève le seuil de détection et une odeur nauséabonde *répétitive* (par rappel de la mémoire olfactive) n'a plus à être très intense pour être perçue comme désagréable. D'autre part, selon l'*état d'attention* d'une personne (attentive, distraite ou sommeillant), le seuil peut varier d'un facteur de 1 à 100, pour une même substance.

Dans son approche pour l'évaluation, le contrôle et la réglementation des odeurs, Nicell (2009), quant à lui, considère que les impacts des odeurs proviennent principalement des interactions entre les facteurs suivants : la fréquence, l'intensité, la durée, l'offense (ton hédonique) et le lieu.

5.1.3. Exposition

Les odeurs nauséabondes sont souvent perçues comme des indicateurs de l'exposition à des contaminants toxiques, même si ces odeurs ne sont pas toujours constituées de contaminants à des niveaux toxiques. Elles représentent bien souvent les seuls indicateurs d'exposition dans les études épidémiologiques, car des échantillons de qualité de l'air sont rarement récoltés (Enviros Consulting et University of Birmingham, 2004).

L'exposition aux odeurs nauséabondes est difficile à évaluer. Elle dépend de nombreux facteurs tels que la concentration des composés odorants à la source, des taux d'émission, de dispersion et de dégradation de ces composés, ainsi que la distance qui les séparent de la population exposée. Une des façons d'estimer l'exposition aux odeurs est d'avoir recours à de l'analyse sensorielle ou olfactométrique. Ce type d'analyse permet de caractériser une odeur de trois façons : principalement par un critère quantitatif, exprimant sa force, son intensité; un critère qualitatif permettant sa description par rapport à une ou d'autres substances odorantes de référence (souvent le 1-butanol) et un critère temporel, décrivant au fil du temps la variation de son intensité et de sa qualité. Les résultats sont exprimés en unité d'odeur.

5.1.4. Risques à la santé

Les odeurs nauséabondes, même sans propriété toxique, peuvent constituer une nuisance pour la population exposée et déclencher au sein de celle-ci divers symptômes non-spécifiques tant physiologiques que psychologiques. Le ministère de la santé de l'Alberta (gouvernement de l'Alberta, 2017) a effectué une importante revue de littérature portant sur l'impact des odeurs sur la santé. Leurs conclusions sont les suivantes :

« Les résidents de communautés situées à proximité d'installations qui émettent des odeurs rapportent un plus grand nombre de problèmes de santé comparativement aux résidents de communautés contrôles. Les symptômes rapportés incluent de la toux, nausée, congestion, irritation des yeux, maux de tête, etc. (voir tableau 8). La fréquence de la perception de l'odeur est la mesure qui permet de faire la meilleure corrélation avec les problèmes de santé. Des mesures objectives comme la distance entre la résidence et le point d'émission ne sont pas de bons prédicteurs des symptômes. La relation entre l'odeur et la santé semble plus influencée par le caractère hédonique de l'odeur que par son intensité. Un élément qui est retrouvé de manière constante parmi les études épidémiologiques est que les symptômes sont corrélés de manière importante avec la nuisance associée aux odeurs. Plusieurs études rapportent que la nuisance rapportée est un meilleur prédicteur des symptômes que la perception de l'odeur, la concentration de l'odeur, ou la distance entre la résidence et le point d'émission. »

La présence de copolluants a été avancée pour expliquer l'impact des odeurs sur la santé (Schiffman et Williams, 2005). À titre d'exemple, on peut penser aux gaz d'échappement d'un véhicule à moteur. Il est bien connu que ce mélange de gaz est odorant mais, le monoxyde de carbone et le dioxyde d'azote qui entrent dans leur composition, eux, n'ont pas d'odeur alors que leurs impacts sur la santé sont bien documentés. Cependant, comme les symptômes rapportés ne sont pas toujours corrélés avec la concentration des gaz odorants ou la distance du lieu d'émission, l'explication ne semble malheureusement pas toujours aussi claire pour l'ensemble des situations (Gouvernement de l'Alberta, 2017)

Tableau 8 Organes touchés et symptômes communs de l'exposition aux odeurs environnementales notées dans des études épidémiologiques (Adapté de Suffet et collab., 2019 et gouvernement de l'Alberta 2017)

Organe	Symptômes
Cerveau	Maux de tête
	Somnolence
	Vertiges
Nez	Irritation
	Congestion
Yeux	Irritation, larmoyant ou sec
Gorge	Irritation
	Voix enrouée
	Mal de gorge
Poumons	Toux
	Oppression thoracique
	Souffle court
	Respiration sifflante
	Problèmes de sommeil associés à de la toux
Cœur	Palpitation
Estomac	Nausée
Psychologique, glandes endocrines (hormonal)	Dépression
	Stress

Il est difficile d'évaluer les risques associés aux odeurs nauséabondes, compte tenu de la diversité des expositions et des réponses possibles pour chaque individu. Même s'il n'est pas clairement démontré que les odeurs ont des effets toxiques sur la santé, elles n'en constituent pas moins une nuisance importante pouvant affecter de façon significative la qualité de vie des populations vivant à proximité de lieux de traitement de déchets (Beausoleil, 2005).

En plus des impacts physiologiques, nombre d'impacts psychologiques ont été associés à la présence des odeurs de manière générale (Gouvernement de l'Alberta, 2017; Schiffman et Williams, 2005). Parmi les impacts négatifs, il a été démontré que les odeurs désagréables associées à la présence de dioxyde de soufre ont un impact sur l'humeur des personnes impactées (Schiffman et collab., 1995; Kilburn et Warshaw, 1995; Ehrlichman et Bastone, 1992). Schiffman et collab. (1995) ont notamment démontré que les personnes exposées à ce gaz étaient plus tendues, fatiguées, colériques, en plus de présenter un état plus dépressif. D'autres études et revues de littérature rapportent des effets tels que la perte d'appétit, de l'anxiété, des troubles du sommeil, des altérations des performances intellectuelles (capacités d'apprentissage, habileté à se concentrer), la réduction des activités extérieures et des rencontres sociales etc. (Schiffman et Williams, 2005 ; Gérin et collab., 2003; McGinley and McGinley, 1999; Schiffman, 1998; US EPA, 1995). L'exposition aux odeurs peut également entraîner une hyperactivité du système immunitaire et une immunosuppression (Gérin et collab., 2003). Les personnes souffrant d'allergies ou d'asthme affirment souvent que les odeurs exacerbent leurs symptômes (Shusterman, 2001).

5.2. Bruit environnemental

Le bruit fait référence à l'ensemble des sons non souhaités ou les sons dont le niveau (puissance) est suffisamment élevé pour entraîner des effets néfastes sur la santé (Martin et collab., 2015). Le bruit environnemental fait référence au bruit de l'ensemble des sources, mais exclut les expositions dans le contexte du travail (Martin et collab., 2015). Dans le contexte de la gestion des matières résiduelles, le transport par camion de ces matières au lieu de traitement ou de dépôt définitif, leur manipulation (entreposage, compactage, déplacement) sur le site, de même que les opérations courantes nécessaires au fonctionnement du site (ajout de matériaux de recouvrement, utilisation d'équipements de pompage et captage, etc.) sont autant d'éléments générateurs de bruit environnemental pouvant affecter la qualité de vie et la santé de la population vivant à proximité de lieux de traitement de matières résiduelles.

5.2.1. Effets sur la santé

Selon la nature du bruit et son niveau, des effets néfastes sont possibles sur la santé physique (perturbations du sommeil, maladies cardiovasculaires, etc.) de même que des effets psychosociaux (dérangement, aussi appelé nuisance ou gêne; apprentissage en milieu scolaire; etc.) (Martin et collab., 2015).

La perturbation du sommeil peut faire référence à plusieurs conséquences immédiates de l'exposition au bruit la nuit : endormissement plus long, réveils plus fréquents, mouvements augmentés, perturbation de la structure du sommeil, etc. (Martin et collab., 2015). La perturbation du sommeil peut aussi avoir des effets le lendemain ou à plus long terme. L'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) notait d'ailleurs que des effets dus aux perturbations du sommeil sont documentés dans la littérature scientifique : « perception d'une mauvaise qualité du sommeil; somnolence, fatigue augmentée, besoin de repos compensatoire; motivation réduite, diminution de la concentration, distractivité et performance diminuée à des tests spécifiques; humeur dépressive » (Martin et collab., 2015).

Le dérangement est le résultat d'un bruit qui vient perturber les activités et cause une réaction émotionnelle et un sentiment d'impuissance (Martin et collab., 2015). En d'autres mots, les niveaux de bruit ne peuvent pas expliquer à eux seuls le dérangement, qui dépend de facteurs propres aux sources (par exemple, les bruits de basses fréquences ou les bruits impulsionnels sont généralement perçus comme étant plus dérangeants), aux personnes exposées et aux contextes d'exposition (Martin et collab., 2015).

L'analyse réalisée par l'INSPQ des résultats de L'Enquête québécoise sur la santé de la population (EQSP) de 2014-2015 montre que « [...] 1 personne sur 6 se dit fortement dérangée par au moins une source de bruit au cours des 12 derniers mois à l'échelle provinciale, soit 16,4 % des Québécois » (Lebel et collab., 2019). Environ 41,3 % de la population se disait modérément ou fortement dérangée par au moins une source de bruit (Lebel et collab., 2019). Le bruit des travaux ou des chantiers de construction, et le bruit de la circulation routière, était deux des trois principales sources de dérangement (Lebel et collab., 2019). Pour la perturbation du sommeil, « [...] 19,5 % (ou 1 personne sur 5), déclare que son sommeil a été perturbé par le bruit ambiant « souvent » ou « à l'occasion » au cours des 12 derniers mois [...] » (Lebel et collab., 2019). Cette analyse concluait que « le bruit environnemental constitue un important problème de santé publique. Il affecte sans contredit la qualité de vie d'une grande partie de la population » (Lebel et collab., 2019).

La hausse du risque de certaines maladies cardiovasculaires en raison du bruit serait causée par le déclenchement de réactions physiologiques de stress sous l'action du bruit en tant que stresser non spécifique (Martin et collab., 2015). Pour le bruit du transport routier, où le lien de causalité est bien établi, l'OMS a conclu à une hausse du risque relatif de 5 % à 59 dBA L_{den} , avec une augmentation de 8 % à chaque 10 dB (OMS, 2018).

5.2.2. Enjeux liés au bruit

5.2.2.1. Plaintes

Le bruit peut représenter une portion significative des plaintes associées à un LTMR. Par exemple, pour le lieu d'enfouissement technique de Lachenaie, le bruit était responsable de 11 à 28 % des plaintes lorsque les activités étaient proches de quartiers résidentiels, pour par la suite devenir pratiquement inexistante lorsque les activités sur le LTMR s'étaient déplacées dans un autre secteur (BAPE, 2021; BAPE, 2008). Notons toutefois que les plaintes ne sont pas aussi représentatives de l'impact du bruit que les données d'études rigoureuses sur le dérangement.

5.2.2.2. Limites de bruit applicables

La note d'instructions NI 98-01 sur le bruit du MELCC (MDDEP, 2006) s'applique au bruit généré sur les LTMR (considérés comme des « sources fixes »). Le rapport d'enquête et d'audience publique du BAPE à propos du projet d'agrandissement du lieu d'enfouissement technique de Sainte-Sophie montre que les limites de la note d'instructions NI 98-01 peuvent être dépassées par ce type d'installation (BAPE, 2020).

Les limites de la note d'instructions NI 98-01 sur le bruit du MELCC ne s'appliquent cependant pas aux sources en mouvement sur les chemins publics (BAPE, 2020). La prise en compte du bruit de camionnage généré par un LTMR n'entre pas non plus explicitement dans les deux approches² de gestion du bruit employées par la Politique sur le bruit routier du ministère des Transports (MTQ), qui s'applique sur son réseau routier (MTQ, 1998). Il n'existe donc pas de limites clairement établies pour la prise en compte du bruit de camionnage associé au LTMR.

Autant la note d'instructions NI 98-01 du MELCC (MDDEP, 2006), que la Politique sur le bruit routier du MTQ (MTQ, 1998), imposent des limites à ne pas dépasser, mais ne garantissent pas l'absence d'effets néfastes sur la santé de la population. En effet, pour certains milieux calmes où les niveaux de bruit ambiants sont souvent faibles (par exemple, les milieux ruraux, les régions éloignées ou les territoires conventionnés), le respect des limites de la note d'instruction NI 98-01 ou de la Politique sur le bruit routier peut tout de même entraîner une hausse, parfois importante, des niveaux de bruit.

² Ces deux approches sont l'*approche corrective*, qui permet au MTQ « [...] en concertation avec les municipalités, d'atténuer les principaux problèmes de pollution sonore en mettant en œuvre des mesures correctives dans les zones où le niveau de bruit extérieur est égal ou supérieur à 65 dBA $L_{eq, 24 h}$ » et la *planification intégrée*, dans le cadre de la révision des schémas d'aménagements, qui demande aux MRC de « [...] déterminer les voies de circulation dont la présence, actuelle ou projetée, dans un lieu fait en sorte que l'occupation du sol à proximité de ce lieu est soumise à des contraintes majeures [...] » en raison du bruit et demande aussi aux MRC de « [...] fixer des règles minimales en matière de zonage ou de lotissement pour obliger les municipalités de leur territoire à adopter des dispositions réglementaires pour atténuer les impacts sonores [...] » (MTQ. Politique sur le bruit routier au Québec, [en ligne], [Québec], Ministère des Transports du Québec (MTQ), Service de l'environnement; 1998. Disponible: https://www.transports.gouv.qc.ca/fr/ministere/role_ministere/Documents/politique_bruit.pdf).

Par exemple, le projet d'aménagement d'un lieu d'enfouissement technique à Hébertville-Station prévoyait une augmentation de plus de 10 dBA du bruit durant la phase de construction, de même qu'une hausse allant jusqu'à 7,5 dBA en phase d'exploitation (BAPE, 2013). Le rapport d'enquête et d'audience publique notait d'ailleurs : « Il demeure que le projet s'insère dans un milieu calme où le climat sonore ambiant est faible. Le bruit d'activités humaines qui devient perceptible peut constituer un dérangement plus important pour les personnes habituées au silence ou aux sons de la nature » (BAPE, 2013).

5.2.2.3. *Nature des bruits*

Étude acoustique

Autant pour les bruits lors de la phase de construction que la phase d'exploitation, il est important de rappeler que c'est la réalisation d'une étude acoustique qui peut permettre de caractériser l'ambiance sonore initiale, d'identifier et d'évaluer l'impact des bruits potentiels liés au projet, et d'identifier les mesures d'atténuation à prévoir (Martin et Gauthier, 2018). Il est cependant important que cette analyse tienne compte de l'ensemble des activités associées au projet, qu'elles aient lieu sur le site (choix des équipements, choix des voies d'accès au chantier et au LTMR lors de l'exploitation, etc.) ou en dehors de celui-ci (bruit du transport de matériaux de construction, de matière de recouvrement, des équipements et des résidus, etc.). La prise en compte de l'ensemble des bruits associés aux projets et des particularités locales qui affectent la propagation du bruit (la topographie, les conditions météorologiques des locales, etc.) permet d'adapter les mesures à mettre en place à chaque site et de réduire les impacts liés au bruit.

Phase de construction

La phase de construction des projets peut exposer les riverains aux bruits engendrés par le transport des équipements ou des matériaux, mais aussi ceux engendrés par les activités de construction sur le LTMR. Dans certaines situations où le bruit est un enjeu majeur, en plus d'études acoustiques avant la réalisation du projet, un suivi du climat sonore en construction, soit une étude acoustique réalisée durant les travaux, peut être nécessaire. Pour des situations encore plus critiques, la surveillance des niveaux sonores en continue, qui permet la mise en place très rapide de mesures d'atténuation, peut être envisagée.

Phase d'exploitation

Durant l'exploitation, la nature exacte des bruits varie selon les LTMR, mais inclut généralement le bruit des transports et les bruits industriels.

Le bruit engendré par le transport des matières résiduelles ou des matières de recouvrement peut varier beaucoup selon le nombre de passages, qui peuvent aller de quelques dizaines à un millier de passages par jour (BAPE, 2020; BAPE, 2005). De plus, l'impact du bruit de camionnage sur le climat sonore peut être causé par les déplacements à l'intérieur ou à l'extérieur des LTMR.

Le bruit des transports est susceptible d'avoir un impact dans tous les milieux. Pour les milieux ruraux, les régions éloignées et les territoires conventionnés, le bruit de la circulation des camions peut devenir la source principale de bruit des transports ou s'ajouter de manière non négligeable aux autres générateurs de camionnage déjà présents dans un milieu (BAPE, 2005). En milieu urbain, lorsque le débit routier est déjà élevé, une augmentation du bruit auprès de personnes déjà exposées peut entraîner des effets additionnels (augmentation du dérangement, de la perturbation du sommeil, des maladies cardiovasculaires, etc.). En l'absence de limites applicables qui pourraient tenir compte de l'ensemble des facteurs qui influencent les effets néfastes du bruit sur la santé et la qualité de vie, le bruit du camionnage devient un enjeu important et difficile à traiter. Par exemple, le rapport d'enquête et d'audience publique du BAPE à propos du Projet d'agrandissement du lieu d'enfouissement technique de Sainte-Sophie relève que le trajet que devrait emprunter les véhicules pour atteindre le LTMR tout en minimisant le dérangement est connu, mais qu'il « [...] subsisterait des récalcitrants qui accèdent au lieu d'enfouissement technique par [un trajet différent], sur lequel le camionnage de transit est pourtant interdit » (BAPE, 2020). La commission d'enquête notait à juste titre « [...] qu'au regard du nombre élevé de camions qui accèdent au lieu d'enfouissement technique chaque jour, même un faible pourcentage de conducteurs fautifs peut représenter un irritant pour les résidents [...] » (BAPE, 2020).

Les bruits industriels sur les LTMR incluent la circulation des camions et de la machinerie, les bruits de fonctionnement de la machinerie, de station de pompage et de destruction du biogaz, d'étang d'aération, etc. (BAPE, 2013). Certains bruits sont émis en continu, tandis que d'autres ont des horaires d'émission limités dans la journée (BAPE, 2013). Les heures d'ouverture pour la réception des matières résiduelles et des matières de recouvrement, de même que les heures d'activités sur les LTMR varient aussi selon les projets. Dans certains cas, les activités se déroulent principalement de jour ou en début de soirée (BAPE, 2020), ce qui peut contribuer à limiter certains effets du bruit. Dans d'autres cas, les activités se déroulent aussi une partie de la nuit (BAPE, 2008), ce qui augmente les risques de perturbation du sommeil pour les riverains des LTMR ou des trajets empruntés pour le transport des matières résiduelles ou des matières de recouvrement. Enfin, sur certains LTMR, des activités ont également lieu la fin de semaine (BAPE, 2021), ce qui augmente le risque d'effets néfastes du bruit pour les riverains et ne leur laisse pas ou peu de répit.

Les outils pyrotechniques utilisés pour faire fuir les oiseaux produisent des niveaux de bruit qui sont parfois élevés, mais sur une courte période de temps. Ceux-ci peuvent être utilisés une à plusieurs fois par heure pour faire fuir les oiseaux et ne sont parfois utilisés qu'à certaines périodes de l'année (BAPE, 2008).

Dans certaines situations où le bruit est un enjeu majeur, en plus d'étude acoustique avant la réalisation du projet, un suivi du climat sonore en phase d'exploitation, soit une étude acoustique réalisée lorsque le LTMR est en activité, peut être nécessaire.

5.2.3. Recommandations de l'OMS

Les recommandations de l'OMS varient en fonction de la nature du bruit. Les sections suivantes résument ces recommandations pour le bruit routier et le bruit industriel.

5.2.3.1. Bruit le jour

L'OMS recommande de limiter le bruit routier mesuré à l'extérieur à moins de 53 dBA L_{den}^3 en moyenne (OMS, 2018). À ce niveau, environ 10 % de la population va rapporter être fortement dérangée par le bruit routier (OMS, 2018). Pour le bruit de type industriel, l'OMS recommande de limiter les niveaux moyens à 50 dB L_{Aeq} dans les espaces de vie extérieur (balcon, terrasse, cours, etc.) afin de limiter la proportion de personne modérément dérangée par le bruit (Berglund et collab., 1999). Dans tous les cas, ces recommandations considèrent des sources de bruit relativement constantes (Berglund et collab., 1999). Par conséquent, tout comme les limites de la note d'instructions NI 98-01 sur le bruit du MELCC (MDDEP, 2006) et de la Politique sur le bruit routier du MTQ (MTQ, 1998), ces recommandations ne permettent pas nécessairement de tenir compte de certaines particularités des bruits, comme distinguer un trafic automobile à faible débit (qui produit un bruit constant) du trafic intermittent de camionnage (qui produit un bruit dont le niveau sonore fluctue au fil des passages) et peut aussi générer des poussières et d'importantes vibrations.

5.2.3.2. Bruit la nuit

L'OMS recommande de limiter le bruit routier mesuré à l'extérieur à moins de 45 dBA L_{nuit} en moyenne (OMS, 2018). À ce niveau, environ 3 % de la population va rapporter avoir un sommeil fortement perturbé par le bruit routier (OMS, 2018). L'OMS recommande aussi de limiter le bruit industriel la nuit à l'extérieur des résidences à 40 dBA, ce qui correspond au seuil minimal entraînant un effet nocif observable (WHO, 2009). Au-delà de 55 dBA, l'OMS considère que le risque à la santé publique est de plus en plus important et qu'en plus d'être responsable d'une proportion significative de la population fortement dérangée, ou dont le sommeil est fortement perturbé, des indications de la présence d'un risque de maladie cardiovasculaire sont présentes (WHO, 2009). Pour l'ensemble des sources, l'OMS recommande également de limiter le bruit à l'intérieur des chambres à coucher à 30 dBA et le bruit des événements bruyants à 45 $L_{Amax, fast}$, ce qui correspond à des niveaux de 45 dBA et 60 $L_{Amax, fast}$ à l'extérieur des résidences, en supposant une atténuation de 15 dBA lorsque les fenêtres sont partiellement ouvertes (Berglund, 1999).

Tableau 9 Résumé de certaines recommandations de l'OMS pour le bruit environnemental

Environnement	Critère	Période	Recommandations
Extérieur des maisons	Dérangement, bruit routier	24 h	53 dBA L_{den}
	Dérangement (dérangement modéré), bruit industriel	Jour, 16 h	50 dBA
	Perturbation du sommeil, bruit routier	Nuit	45 dBA L_{nuit}
Intérieur des maisons	Perturbation du sommeil, toutes sources	Nuit	30 dBA L_{nuit}
		Nuit, mesure « instantanée »	45 $L_{Amax, fast}$
Extérieur des chambres à coucher	Perturbation du sommeil, toutes sources, fenêtres ouvertes	Nuit	45 dBA L_{nuit}
		Nuit, mesure « instantanée »	60 $L_{Amax, fast}$

³ « L_{den} : Indicateur du niveau sonore continu équivalent (exposition cumulée) pondéré « A » pour une période de 24 heures (une journée) [d = jour (6 h-18 h), e = soir (18 h-22 h) et n = nuit (22 h-6 h)] et dont le niveau de bruit est corrigé pour deux des trois périodes, soit en soirée et la nuit. Les niveaux de bruit de ces périodes sont augmentés respectivement de 5 et de 10 dBA pour considérer le degré plus grand de nuisance ressentie. » Martin R, Deshaies P, Poulin M. Avis sur une politique québécoise de lutte au bruit environnemental : pour des environnements sonores sains [En ligne]. Institut national de santé publique du Québec; 2015.

Disponible: https://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/2048_politique_lutte_bruit_environnemental.pdf

5.2.4. Autres facteurs et mesures à considérer

L'augmentation du télétravail (en raison de la COVID-19 ou pour d'autres raisons) aura probablement un impact sur la perception par les riverains du bruit généré par les projets de LTMR. Même lorsque les exploitants concentrent les activités des LTMR le jour en semaine, il est maintenant plus probable que des riverains soient présents à leur résidence et subissent des effets néfastes.

Il est possible qu'en été, le dérangement engendré par le bruit environnemental soit plus élevé. L'ouverture des fenêtres favorise la propagation du bruit à l'intérieur des résidences. Les espaces extérieurs où le bruit est plus élevé qu'à l'intérieur (cours, balcons, parcs, etc.) peuvent aussi être plus utilisés par les gens à cette période de l'année.

Des sources de bruit ayant des caractéristiques particulières (intermittentes, impulsionnelles, ayant une forte proportion de basses fréquences, etc.) peuvent causer un dérangement plus important (voir le tableau C-1 « Résumé des facteurs influençant le degré de nuisance lié au bruit », dans Martin et autres, 2015). Dans ces cas, même si les niveaux moyens de bruit peuvent demeurer relativement faibles, ceux-ci ne sont pas nécessairement un bon indicateur du dérangement. Par exemple, les niveaux de bruit produits par des outils pyrotechniques utilisés à faible fréquence (1/heure) ne seront pas perceptibles par les indicateurs du niveau moyen de bruit. Cependant, dans certaines situations, ils pourraient être suffisamment élevés pour réveiller des enfants durant leur sieste ou causer du dérangement. Même les limites proposées par la note d'instructions 98-01 du ministère de l'Environnement, qui utilisent un indicateur qui considère certaines particularités des bruits, ne permet pas nécessairement de prendre en considération l'ensemble des particularités de tous les bruits. La note d'instructions 98-01 indique d'ailleurs : « [...] les critères d'acceptabilité et la méthodologie de mesure ne sont pas adaptés à tous les types de bruit ou à toute la variété de sources de bruit. En conséquence, il pourrait être justifié de préconiser en certain cas l'utilisation de critères ou de méthodes différents ou complémentaires » (MDDEP, 2006).

Le niveau de bruit diminue avec l'augmentation de la distance entre la source et les personnes exposées. L'utilisation d'une distance séparatrice, parfois appelée « zone tampon », entre les sources et les personnes exposées est donc un bon moyen de réduire l'exposition au bruit (Martin et collab., 2015). Cependant, la distance appropriée pour réduire suffisamment le bruit environnemental est difficile à prédire, puisque les niveaux de bruit dépendent de la nature des sources (intensité, spectre d'émission, etc.) et des conditions locales de propagation (topographie, conditions météorologiques, présence d'écrans anti-bruit, etc.). De plus, dans le cas des LTMR, une partie des effets provient de la circulation. Il est alors nécessaire d'analyser l'ensemble des sources, incluant les trajets utilisés pour le transport, pour évaluer les effets qui pourraient même être présents à une très grande distance des LTMR.

L'application du concept de réciprocité est importante dans la lutte contre le bruit environnemental (Martin et Gauthier, 2018). Le ministère des Affaires municipales et de l'Habitation (MAMH) offre une bonne définition de ce concept : « En aménagement du territoire, le concept de réciprocité suppose que les normes s'appliquant aux établissements ou aux activités pouvant générer des contraintes aux usages à proximité s'appliquent de façon réciproque lors de l'implantation d'usages sensibles. Par exemple, si l'on exige d'une activité industrielle qu'elle s'établisse minimalement à 400 mètres d'un quartier résidentiel, par réciprocité, on ne devrait pas permettre à des usages résidentiels de s'établir à moins de 400 mètres de cette activité industrielle » (MAMOT, 2016). Le développement de LTMR doit s'accompagner d'une étude acoustique lorsque des usages sensibles sont à proximité d'une telle source fixe (Martin et Gauthier, 2018).

L'INSPQ considère aussi que « Par réciprocité, l'installation d'usages sensibles à proximité d'industries ou de commerces bruyants [...] nécessite une évaluation des impacts acoustiques » (Martin et Gauthier, 2018). L'analyse des niveaux de bruit en cas de plaintes seulement, après l'implantation des nouveaux usages (BAPE, 2021), même si elle pourrait permettre de corriger des situations problématiques, ne permet pas de les éviter.

Les vibrations, particulièrement celles associées aux sautages lors de la phase construction, peuvent nécessiter la mise en place de mesures d'atténuation additionnelles.

Autant en phase construction qu'en phase d'exploitation, la gestion des plaintes, par un processus clair, transparent et en collaboration avec les citoyens (Martin et Gauthier, 2018) fait partie des mesures qui peuvent permettre une prise en compte adéquate des effets néfastes du bruit environnemental. La communication et la collaboration avec les citoyens dans la planification des activités bruyantes, autant pour la phase de construction que la phase d'exploitation, sont aussi de bons moyens pour réduire les impacts du bruit, une fois que toutes les autres mesures d'atténuation nécessaires ont aussi été mises en place.

5.3. Vermine

La vermine comprend tous les animaux, généralement des rongeurs et des oiseaux, qui fréquentent les lieux de traitement de déchets. Ils se retrouvent surtout aux sites d'enfouissement, mais peuvent également être présents dans toute aire de dépôt de déchets facilement accessible (dépôt à l'extérieur, bâtiment ouvert, site de compostage).

La vermine peut contribuer à la dispersion d'agents pathogènes en déplaçant des détritiques ou en devenant elle-même porteur. La présence de bactéries pathogènes pour l'humain (*Salmonella* spp., *Campylobacter* spp. et *Yersinia* spp.) dans les fientes de plusieurs espèces de goélands a été documentée par Lévesque et Brousseau (1992). Le scénario d'exposition le plus probable débute par la contamination des terrains ou des objets utilisés par les humains par des organismes pathogènes présents dans les excréments. Dans un deuxième temps, il doit y avoir contact entre l'humain et une quantité suffisante de pathogènes viables. Le potentiel d'infection peut donc être limité par la possibilité d'éviter les contacts. Les enfants sont les plus à risque d'être exposés aux pathogènes puisqu'ils jouent sur le sol, portent souvent des objets ou leurs mains à leur bouche.

Les risques à la santé associés à la vermine sont présumés, mais non évalués, ni clairement démontrés dans la littérature. Par exemple, la présence d'oiseaux sur les sites d'enfouissement est bien documentée et reconnue comme un enjeu important. Toutefois, selon la littérature, leurs impacts sur la transmission de pathogènes seraient faibles et facilement contrôlables. Les études présentant un lien entre les oiseaux et la santé traitent principalement des enjeux concernant le transport de microorganismes pathogènes pour l'humain, via les matières fécales et principalement au niveau de la contamination des eaux (Alm et collab., 2017; Hatch, 1996). Les oiseaux sont des vecteurs principaux du *Campylobacter*, pathogène endémique à l'espèce, et de la *Salmonelle* (Hatch, 1996). Ces deux bactéries présentent une symptomatologie similaire lorsqu'ingérées : diarrhée, vomissement, maux de tête, douleur abdominale (Agence de la santé publique du Canada, 2020; 2018). Un autre danger possible présenté dans la littérature serait la transmission de microorganismes plus résistants aux antibiotiques en lien avec leur exposition à des intrants anthropiques via les lieux d'enfouissement (Ahlstrom et collab., 2021). Cependant, le risque demeure faible. Il n'en demeure pas moins que leur présence est gênante pour les populations environnantes en termes d'esthétisme, de bruit et pour les employés des lieux d'enfouissement.

En ce qui a trait aux petits mammifères comme le rat et la souris, leur présence ne semble pas avoir d'impact important sur la santé, puisque selon les études, ils se retrouveraient en faible proportion sur les sites d'enfouissements (Allen et collab., 2011; Gabrey, 1997). Toutefois, comme mentionné précédemment, ils joueraient un rôle important dans la propagation de microorganismes résistants aux antibiotiques (Allen, 2011). Ainsi, par leur présence dans les canalisations d'eaux, ils contribueraient à la transmission de la bactérie d'Escherichia Coli, qui cause des symptômes tels que de la fièvre, des crampes abdominales, des nausées et autres (Agence de la santé publique du Canada, 2017).

En conclusion, que ce soit pour les oiseaux ou pour les petits mammifères, le risque à la santé demeure faible et peut être diminué par la mise en place de technique de contrôle de ceux-ci.

6. Dimensions sociales et psychologiques

Selon l’OMS, la santé n’est pas seulement l’absence de maladies, elle est également l’état permettant le plein développement des individus et des communautés. C’est pourquoi les autorités de santé publique du Québec se penchent sur le bien-être des collectivités demeurant à proximité des lieux d’enfouissement ou d’incinération de résidus ultimes envisagés et en cours, et sur les effets sociaux et psychologiques de ces projets sur les collectivités.

Afin d’outiller le BAPE dans son présent mandat et d’informer la population, une revue de la littérature est présentement en cours à l’INSPQ. Cette revue a pour objectif de documenter les impacts sociaux et psychologiques, et les nuisances à la qualité de vie associés aux activités d’élimination des résidus ultimes. À l’heure actuelle, quelques documents pertinents, de qualité et comparables au contexte québécois, ont été recensés dans la littérature scientifique. Couplé aux principaux rapports du BAPE sur le sujet, qui témoignent de cas québécois récents, l’exercice permet de dégager un portrait des principaux enjeux sociaux et psychologiques en lien avec l’avènement ou l’agrandissement d’un projet d’enfouissement ou d’incinérateur.

Comme l’exercice de revue de la littérature est en cours, le présent contenu est susceptible d’être mis à jour dans les prochaines semaines. De plus, comme souligné en préambule de ce document synthèse, les données colligées témoignent de la situation prépandémie et donc, sans tenir compte de l’augmentation potentielle des télétravailleurs.

6.1. Acceptabilité sociale

Théoriquement, l’acceptabilité sociale est :

« un processus d’évaluation politique d’un projet mettant en interaction une pluralité d’acteurs impliqués à diverses échelles et à partir duquel se construisent progressivement des arrangements et des règles institutionnels reconnus légitimes car cohérents avec la vision du territoire et le modèle de développement privilégiés par les acteurs concernés (Bouchard-Bastien et collab., 2020, p.8; Caron-Malenfant et Conraud, 2009). »

Dans le langage courant, l’acceptabilité sociale est souvent comprise par les acteurs sociaux comme le consentement ou non de la population vis-à-vis un projet susceptible d’avoir des répercussions sur ses activités et son milieu de vie (Bouchard-Bastien et collab., 2020). C’est pourquoi nous préférons utiliser la notion d’acceptation sociale dans le contexte de ce document, afin de ne pas créer de confusion.

La prise en compte des facteurs d'acceptation sociale est pertinente dans la mesure où ces facteurs modulent les impacts sociaux et psychologiques, et permettent donc de mieux comprendre, par exemple, les sources de conflits, de stress ou du sentiment d'espoir. Toutefois, l'identification de ces facteurs ne remplace pas une évaluation des risques potentiels ou avérés du projet à l'étude, puisqu'un projet acceptable socialement n'est pas synonyme d'un projet sans risques sanitaires ou sociaux (Vanclay et collab., 2015).

Les facteurs d'acceptation sociale peuvent prendre diverses formes, telles que « les normes sociales, les valeurs, les croyances, les perceptions, les émotions, les habitudes, l'expérience antérieure, les connaissances », etc. (Bouchard-Bastien et collab., 2020, p.8). Ils sont dynamiques et multiéchelles, d'où l'importance de les identifier à chaque étape du projet, et selon les changements des systèmes sociaux (politiques, économiques et territoriaux) en cours.

Avant d'énumérer les facteurs mis au jour dans la littérature scientifique consultée, il est important d'éclaircir les balises du phénomène « pas dans ma cour » ou NIMBY (*not in my backyard*). Cette notion qui date de 1980 est historiquement associée à l'industrie de l'enfouissement, et donc très utilisée dans la littérature sur le sujet. Le phénomène NIMBY peut se définir comme étant une « attitude d'opposition motivée par des raisons individuelles et égocentriques devant des projets de développement destinés au bien commun de la société » (Bouchard-Bastien et collab., 2020, p.8; Sébastien, 2017; Wolsink et Devilee, 2009). Corroborant le Guide de l'INSPQ (Bouchard-Bastien et collab., 2020), la majorité des articles consultés met en garde contre cette notion qui serait utilisée trop souvent pour expliquer la non-acceptation d'un projet, alors que l'opposition citoyenne est rarement égoïste, mais découle plutôt d'une perception d'injustice ou d'iniquité (Wolsink et Devilee, 2009). Par conséquent, un consensus scientifique grandissant semble tendre vers l'invalidité de cette notion qui peut être potentiellement dénigrante pour la population (Bouchard-Bastien et collab., 2020; Wolsink et Devilee, 2009).

Le niveau d'acceptation sociale (consentement de la population) peut varier au sein d'une même collectivité dès l'annonce d'un projet d'élimination des résidus ultimes. Les études retenues à ce jour documentent des facteurs qui font varier l'acceptation sociale en amont de huit projets de sites d'enfouissement en Alabama aux États-Unis (Solheim et collab., 1997), un projet de sites d'enfouissement en Ontario au Canada (Elliott et McClure, 2009), un projet d'incinérateur en France (Rocher, 2006) et six projets d'élimination des résidus ultimes variés (sites d'enfouissement, compostage et incinérateur) au Pays-Bas (Wolsink et Devilee, 2009) :

- L'historique industriel et sociopolitique de la collectivité (Elliott et McClure, 2009; Solheim et collab., 1997);
- L'attachement au lieu et au paysage (Solheim et collab., 1997);
- Les impacts financiers négatifs (perte de la valeur du domicile) et positifs (création d'emplois; baisse de taxes) (Solheim et collab., 1997);
- Le changement du caractère rural de la collectivité (augmentation de la circulation) (Solheim et collab., 1997);
- Le processus d'implantation du site par l'entreprise (manque de consultation; perception d'iniquité dans les bénéfices; manque de transparence) (Wolsink et Devilee, 2009; Solheim et collab., 1997; Rocher, 2006);

- Les risques de pollution et de contamination de l'eau potable (Elliott et McClure, 2009; Solheim et collab., 1997; Rocher, 2006);
- Les risques potentiels à la santé (Rocher, 2006).

Quelques facteurs ont également été colligés en lien avec des sites d'enfouissement en exploitation en France (Praznoczy et collab., 2020) et au Canada (Elliott et McClure, 2009), ainsi qu'un incinérateur en exploitation en Espagne (Subiza-Pérez et collab., 2020). Les facteurs mis aux jours sont :

- Le contexte historique et socio-économique du territoire (Praznoczy et collab., 2020);
- Les avantages financiers directs (création d'emplois) (Praznoczy et collab., 2020);
- L'attitude de l'entreprise concernant la communication et la gestion des risques (transparence, gestion des nuisances (odeurs) et consultation de la population et des élus) (Praznoczy et collab., 2020; Subiza-Pérez et al., 2020; Elliott et McClure, 2009);
- Les risques potentiels à la santé (Subiza-Pérez et al., 2020).

6.2. Nuisances à la qualité de vie et perception du risque

Les activités de gestion et d'élimination des résidus ultimes, telles que la construction des infrastructures, le transport des déchets, le recouvrement des sites d'enfouissement et la combustion sont susceptibles de générer des nuisances à la qualité de vie. Comme documenté dans le chapitre 5, l'ampleur des effets des odeurs, du bruit ou des vermines est appelée à varier selon l'activité et les caractéristiques du site. La perception du risque de la population riveraine, qui est « le processus par lequel l'individu prend connaissance de son environnement sur la base des informations prélevées », est également un facteur qui peut amplifier ou atténuer ses effets (Bouchard-Bastien et collab., 2020, p.9). L'importance d'un risque est évaluée à partir de facteurs individuels (état de santé, âge, confiance envers les experts, etc.) sociaux (milieu socioéconomique, valeurs collectives, groupes religieux, etc.) et externes (médias, consultations publiques, changement au niveau du paysage, etc.) (Bouchard-Bastien et collab., 2020). Par conséquent, un large spectre de perceptions du risque se confronte au sein d'une population et devant un effet appréhendé, et il importe de les considérer sans hiérarchisation (idem).

Selon les rapports du BAPE concernant des projets d'agrandissement de site d'enfouissement en exploitation, les mauvaises odeurs sont fréquemment nommées comme étant la nuisance la plus dérangement pour la qualité de vie (BAPE, 2020; BAPE, 2012; BAPE, 2009; BAPE, 2008). En plus des effets physiques recensés, ces odeurs peuvent être associées à une menace pour la santé et à la pollution, ce qui module négativement la qualité de vie perçue (Elliott et McClure, 2009). Dans un deuxième temps, cette appréhension du risque est associée à des impacts sociaux et psychologiques bien tangibles, tels que l'effritement du capital social ou l'anxiété (Elliott et McClure, 2009; Wakefield et Elliott, 2000).

6.3. Impacts sociaux et psychologiques

Les quelques documents scientifiques retenus à ce jour permettent d'identifier des impacts sociaux et psychologiques associés à la planification et à l'exploitation d'un site d'élimination des résidus ultimes. Des rapports du BAPE portant sur des projets d'implantation ou d'agrandissement de LET confirment ces effets. L'exercice de revue de la littérature étant en cours par l'INSPQ, le présent contenu est susceptible d'être mis à jour dans les prochaines semaines.

Dès l'annonce et la planification du projet, deux études scientifiques et une thèse de doctorat retenues à ce jour décrivent des effets sur le tissu social, plus particulièrement en ce qui concerne les dynamiques sociopolitiques (Sébastien, 2017; Rocher, 2006; Wakefield et Elliott, 2000).

Ces trois études portant sur un projet d'incinérateur en France (Rocher, 2006) et sur la planification de sites d'enfouissement en Ontario, au Canada (Wakefield et Elliott, 2009), et en France (Sébastien, 2017) constatent la création spontanée de regroupements citoyens et l'apparition de clivages sociaux. Devant l'incertitude du projet à venir, des coalitions de résidents luttent au nom de la préservation de leur qualité de vie et de l'équité du processus d'implantation (Sébastien, 2017; Wakefield et Elliott, 2009). Les conflits dans la collectivité, le voisinage et les familles, découlant de la polarisation entre les gens pour et les gens contre le projet, peuvent être exacerbés par la médiatisation du conflit et les réseaux sociaux (Wakefield et Elliott, 2000). Par ailleurs, la mobilisation citoyenne peut également renforcer le capital social des citoyens en opposition, particulièrement lorsqu'il y a une consolidation technique, juridique ou institutionnelle du groupe (Sébastien, 2017; Rocher, 2006).

Quelques cas étudiés dans les articles recensés font également état d'impacts psychologiques dès l'annonce du projet et sa planification. Des manifestations de stress, d'anxiété, de craintes et de colère chez les résidents ont été recensées, ainsi que des sentiments d'impuissance, de perte de confiance envers les autorités et d'injustice (Wakefield et Elliott, 2000; Elliott et McClure, 2009; Wolsink et Devilee, 2009; Solheim et collab., 1997). Ces manifestations et sentiments seraient associés :

- Au processus d'implantation de l'entreprise, particulièrement lorsque celui-ci s'échelonne dans le temps ou qu'il y a un manque de transparence à propos des décisions (Wakefield et Elliott, 2000; Wolsink et Devilee, 2009);
- Aux nuisances associées au futur projet, entre autres chez les personnes déjà malades ou lorsque des incertitudes scientifiques demeurent sur les impacts environnementaux et à la santé (Wakefield et Elliott, 2000; Solheim et collab., 1997);
- Au changement de mode de vie anticipé, particulièrement dans les milieux ruraux ou tranquilles (Elliott et McClure, 2009; Solheim et al., 1997).

Selon une étude longitudinale menée en Ontario (Canada), les impacts sociaux et psychologiques associés à la phase de planification du projet ne s'estomperaient pas lors de la phase d'exploitation, ce qui suggère que l'anticipation des impacts serait aussi nocive que les expériences vécues (Elliott et McClure, 2009). Dans ce cas précis, des éléments contextuels associés à la gestion des risques, soit l'avènement d'un déversement illégal de déchets toxiques, ont modulé les impacts, ce qui démontre l'importance de s'intéresser au processus d'implantation des projets, à leur surveillance et leur suivi (idem).

Concernant spécifiquement les dimensions psychologiques, une étude portant sur des sites d'enfouissement en France (Praznocy et collab., 2020), ainsi que certains rapports du BAPE portant sur des projets d'agrandissement de LET, décrivent des manifestations de stress, de craintes et de colère chez des résidents vivant à proximité d'un site en exploitation (BAPE, 2012; BAPE, 2008). Ces manifestations seraient reliées aux activités d'exploitation, et plus particulièrement aux nuisances olfactives et aux risques environnementaux.

6.4. Gestion des risques pour la santé

La majorité des articles colligés à ce jour sont unanimes sur l'importance de respecter les principes directeurs de la gestion des risques en santé publique, qui sont la primauté de la protection de la santé humaine, la prudence, l'équité, la rigueur scientifique, la transparence, l'ouverture et l'appropriation de ses pouvoirs (Ricard, 2003). Le respect de ces principes permet d'améliorer la santé globale des populations, dont la santé sociale et psychologique. Or, dans les quelques cas colligés à ce jour, dont certains rapports du BAPE, des exemples de manque de transparence, de manque d'accès à des informations claires et neutres, de manque d'opportunité pour dialoguer avec les autorités, de perception d'iniquité, de manque d'écoute et de sentiment d'impuissance ont été vécus, générant des impacts négatifs sur le bien-être des individus et des collectivités. Dans un souci d'améliorer les pratiques en vigueur, des actions sont suggérées par certains de ces auteurs, telles que :

- Mettre en place un mécanisme de participation citoyenne dès l'amont du projet, permettant aux résidents impactés de partager plus équitablement le pouvoir décisionnel, et de surcroît, d'augmenter leur sentiment de contrôle sur leur environnement et leur sentiment de confiance envers les autorités (Elliott et McCure, 2009; Wakefield et Elliott, 2000; Solheim, et al., 1997);
- Augmenter la diffusion et la qualité de l'information à propos des risques (ou non) environnementaux et à la santé (Praznocy et collab., 2020; Wakefield et Elliott, 2000; Solheim et al, 1997);
- Réduire de manière significative les nuisances olfactives (Praznocy et collab., 2020).

Selon les quelques cas québécois enquêtés par le BAPE, la mise en place d'un comité de vigilance semble être une avenue prometteuse pour assurer la concertation. Ce dernier doit toutefois respecter les règles de l'art pour être fonctionnel, sinon il peut plutôt accentuer la polarisation des parties prenantes, comme ce fut le cas pour le comité de citoyens du LET de Lachenaie, avant le projet d'agrandissement de 2008 (BAPE, 2008).

7. Enjeux spécifiques au territoire nordique

7.1. Enfouissement

En raison des enjeux climatiques spécifiques, et de la présence d'un pergélisol quasi annuel, les communautés demeurant au nord du 55^e parallèle sont aux prises avec des problèmes de logistique importants concernant la gestion des déchets. Dans ces régions, l'enfouissement, comme pratique de gestion des déchets, est dans la plupart des cas impossible (Dessureault et collab., 2014). Ainsi, les déchets s'accumulent en surface, sont brûlés pour la plupart, ou encore sont envoyés dans les régions du sud du Québec. L'incapacité d'enfouir les déchets convenablement soulève toutefois des enjeux importants.

Un enjeu important concerne les installations reliées aux lieux d'élimination en milieu nordique (LEMN). La composition de ceux-ci diffère des sites d'enfouissement se trouvant au Sud et leur gestion représente un problème important en soi. Étant donné que, dans la plupart des cas, aucun tri des différents types de matières résiduelles n'est effectué, celles-ci se retrouvent exposées aux intempéries, sauf pour le site de Kangiqsujaq, qui lui est muni d'une section spécifique permettant l'entreposage des résidus domestiques dangereux (Cogut, 2018; BAPE, 1990). Les LEMN représentent donc un amalgame de déchets provenant à la fois de matières résiduelles domestiques, mais aussi de toute autre matière résiduelle. Ainsi, les déchets s'accumulent et provoquent la libération graduelle de composés toxiques, par le biais de la lixiviation. Des enjeux sont également vécus en raison des incendies spontanés et du brûlage à ciel ouvert.

En 2014, la ville d'Iqaluit a connu de nombreuses combustions spontanées au sein de sa décharge qui se sont soldées par une augmentation critique des COV telle que le benzène et les dioxines furanes pouvant avoir des impacts sur la santé importants (Weichenthal et collab., 2015). D'autres enjeux significatifs ont été constatés lors de cet événement, tels qu'une augmentation des contaminants aux sols, des désagréments liés à la fumée et aux odeurs s'échappant de l'incendie et des problèmes de sécurité entourant le contrôle de l'incendie (Weichenthal et collab., 2015). Ces événements posent un enjeu important en termes de santé et de sécurité pour les populations qui demeurent à proximité des LEMN, ces situations, pour la plupart isolées, auront tendance à augmenter au fil des années avec le réchauffement climatique des régions nordiques, l'augmentation démographique et la proximité des combustibles et de matières inflammables au sein des LEMN (Weichenthal et collab., 2015, Balthazard et Hacker-B., 2019)

Deuxièmement, l'absence de traitement du lixiviat (voir la section 2.1.2 pour les risques à la santé associés au lixiviat) demeure un enjeu préoccupant pour certaines communautés. Les eaux contaminées s'écoulant des LEMN pénètrent directement dans les cours d'eau et les nappes phréatiques, sans traitement initial. Ainsi, une quantité importante de polluants tels que le plomb, le mercure et le cadmium se retrouvent absorbés par les mammifères marins et poissons qui demeurent une source significative d'alimentation dans la région, en plus de contribuer à la précarité des sources d'eaux potables en place dans la région (Schaffer et collab., 2008 ; BAPE, 1990).

Finalement, selon l'article 96 du REIMR : « Les lieux d'enfouissement en milieu nordique doivent être entourés d'une clôture ou de tout autre dispositif (...) » (L.R.Q.,c.Q-1,r.19), toutefois les études ont démontré que dans la plupart des cas, cet article n'est pas respecté et la surveillance est très peu effectuée (Sanschagrin, 2016; Dessureault et collab., 2014; BAPE, 1990). Ainsi, la population peut déposer des déchets et se servir aisément sans surveillance et sans respect des normes de sécurité. Cette situation représente un réel danger puisque plusieurs des composés présents sont toxiques et/ou peuvent représenter une source d'accident non négligeable.

7.2. Incinération à ciel ouvert

L'article 47 du REIMR (L.R.Q.,c.Q-1,r.19) proscrit l'incinération et/ou l'action de brûler des matières résiduelles sur un LET. Toutefois l'article 99 (L.R.Q.,c.Q-1, r.19) de cette même réglementation en exempte les LEMN. Ainsi, l'article 99 stipule que : « Les matières résiduelles combustibles déposées dans les lieux d'enfouissement en milieu nordique doivent être brûlées au moins une fois par semaine, lorsque les conditions climatiques le permettent (L.R.Q.,c.Q-1, r.19) ». L'incinération à ciel ouvert : « s'entend de tout feu ou brûlage qui n'est pas réalisé dans un bâtiment » (Conseil canadien des ministres de l'Environnement, 2016).

Cette action de brûler des déchets à ciel ouvert produit une quantité importante d'émissions atmosphériques et de matières solides résiduelles telles que du dioxyde de carbone, du méthane, des COV et des dioxines/furanes (Cogut, 2016; CCME, 2016) et autres. Ces mêmes composés se retrouvent émis lors de l'incinération classique, toutefois l'absence de mécanisme de captage et d'infrastructure adéquate à la gestion des rejets rend le brûlage à ciel ouvert encore plus nocif pour la santé et l'environnement que l'utilisation d'incinérateur (Cogut, 2016). En plus de l'absence de captage des COV et des cendres résiduelles, l'absence de tri au sein des LEMN favorise la propagation de multiples composés toxiques de par la présence de déchet en tout genre ; incluant les résidus domestiques, de démolition, les pneus et certains résidus dangereux qui auraient été déposés au sein des LEMN (Cogut, 2016; Weichenthal et collab., 2015). Finalement le manque d'infrastructure adéquate pour entreposer les déchets et les protéger des intempéries réduit l'efficacité du brûlage à ciel ouvert qui contient souvent des composés humides ou mouillés ce qui a pour effet de diminuer la chaleur des feux. Les matériaux brûlant avec une chaleur insuffisante libèrent des contaminants sur une plus longue période, contribuant ainsi à une augmentation de la concentration des polluants. De plus, l'incinération, qui se produit très près du sol rend très difficile la dispersion naturelle des contaminants (Cogut, 2016). Ainsi, ces deux éléments réunis ont pour effet de créer des nuages de particules et des fumées toxiques (Cogut,2016; Balthazard et Hacker-B., 2019).

Les effets pour la santé sont similaires à ceux présentés dans la section 3.3, puisque les composants émis demeurent les mêmes. Toutefois, leur présence due à l'absence de système de filtrage, suppose un plus grand risque pour la santé (Cogut, 2016, CCME, 2016). En revanche, le manque d'informations dans la littérature scientifique concernant la quantité exacte de contaminants relâchés lors de l'incinération à ciel ouvert rend l'estimation des risques à la santé difficile. L'étude de Schaffer et collab. (2008) a toutefois démontré la présence importante de BPC dans les viandes animales, dans les systèmes de traitements des eaux et dans les eaux entourant les décharges. Le BPC est connu pour être une substance cancérigène, en plus d'être un polluant organique persistant (Département Cancer et environnement, 2018). De plus, les membres de la communauté de Kuujuaq ont exprimé fortement leur désagrément lors de brûlage tant au niveau des odeurs, de l'esthétisme, des difficultés respiratoires qui sont associées aux fumées noires (Balthazard et Hacker-B., 2019).

7.3. Gestion des nuisances

Les clôtures, en plus d'empêcher la population d'accéder au site, ont aussi pour fonction de maintenir les populations animales à l'écart de ceux-ci. La présence d'aliments comestibles sur ces sites représente une source non négligeable de calories pour des espèces telles que l'ours noir et l'ours polaire. Une fois accoutumés à la nourriture humaine, les études ont démontré que les ours s'aventureront de plus en plus près des communautés et la proximité avec l'humain augmente le risque d'attaque et/ou d'accident (Gehring, J, 1990 ; Herrero et al. 1990). Tyrrell (2006) expose ce problème concernant la proximité des ours polaires près de certains villages de la baie d'Hudson et des risques à la santé encourus par la population, tels que les attaques, le sentiment de peur, le stress et les traumatismes engendrés par la présence des ours. De plus, les ours ont tendance, comme la plupart des autres animaux, à disperser les déchets hors des LEMN, ce qui contribue à nuire à l'esthétisme du paysage (Tyrrell, 2006).

7.4. Autres enjeux spécifiques en territoire nordique

La présence de sites résiduels liés à d'anciennes exploitations minières, archéologiques ou militaires ont généré d'importantes quantités de déchets dangereux éparpillés sur le territoire, incluant des huiles usées, des dépôts stériles, de l'équipement électronique et électrique, des centrales au diesel et autres (Keske et collab., 2018; BAPE, 1990). L'ensemble de ces matériaux ont été abandonnés sur le territoire et laissent échapper de nombreux contaminants pouvant être toxiques : BPC, hydrocarbures, des métaux tels que le plomb, le cadmium, l'arsenic, le mercure, le nickel, des effluents cyanurés et autres composés nocifs pour la santé humaine (Keske et collab., 2018; Schaffer et collab., 2018; BAPE, 1990).

En plus de la présence de déchets dangereux non récupérés sur le territoire, la pratique entourant le « *dumping* » est aussi courante dans la région. Ce phénomène consiste à se débarrasser de déchets résidentiels ou autres, par les différents membres de la communauté, n'importe où sur le territoire (Keske et collab., 2018). C'est deux phénomènes génèrent des contaminants toxiques qui ne sont pas captés ni filtrés par les installations spécialisées en traitement des matières résiduelles, ainsi il y a un risque important de lixiviation, de contamination des eaux et de la faune avoisinante, en plus de représenter un enjeu en terme de sécurité pour les individus (Schaffer et collab., 2018; Keske et al, 2018; BAPE, 1990).

8. Conclusion

La nécessité de limiter les rejets de contaminants et les nuisances provenant des LTMR est largement reconnue et acceptée. Cela a contribué à améliorer la gestion des déchets, tant au niveau du mode de gestion (enfouissement, incinération, récupération, compostage) qu'au niveau du contrôle des rejets et des nuisances (normes plus sévères, suivi plus fréquents et sur de plus longues périodes, etc.). Toutefois, il faut rappeler que ces différents modes de gestion des déchets sont interreliés. Par exemple, l'amélioration des contrôles de qualité de l'air réduit la toxicité des émissions des incinérateurs, mais augmente la toxicité des cendres à être disposées dans les sites d'enfouissement. L'incitation au compostage et à la récupération réduit la quantité de déchets ultimes à traiter, mais implique davantage de contacts directs avec des déchets pour les travailleurs. Ce transfert de risque doit être considéré lors de l'évaluation des risques à la santé associés aux différents modes de gestion des déchets.

Dans l'ensemble, la littérature disponible à ce jour supporte peu les craintes à propos des effets potentiels sur la santé associés aux LTMR, bien que des résultats significatifs soient rapportés. Deux interprétations sont donc possibles : l'exposition aux contaminants émis par les LTMR est trop faible pour que des effets sur la santé soient observés, ou les études ne sont pas assez sensibles pour faire le lien entre les contaminants présents et les problèmes de santé observés. Toutefois, la difficulté de démontrer un lien de causalité entre l'exposition aux contaminants issus des LTMR et des effets sur la santé ne signifie pas qu'il y a absence de risque, car ces effets demeurent biologiquement plausibles. La réduction des risques à la santé associés aux LTMR passe donc par une réduction à la source de la production de déchets.

9. Références

Agence de la santé publique du Canada (2017). Symptômes de l'infection à E.Coli. <https://www.canada.ca/fr/sante-publique/services/maladies/e-coli/symptoms-e-coli.html>

Agence de la santé publique du Canada (2018). Campylobactériose (campylobactéries). <https://www.canada.ca/fr/sante-publique/services/maladies/campylobacteriose-campylobacteries.html>

Agence de la santé publique du Canada (2020). Salmonellose (Salmonella). <https://www.canada.ca/fr/sante-publique/services/maladies/salmonellose-salmonella.html>

Ahlstrom, C.A, Van Toor, M, Woksepp, H, Chandler, J.C, Reed, J.A., Reeves, A. B., Waldenström, J., Franklin, A.B, Douglas, D.C, Bonnedahl, J., Ramey, A. M. (2021). Evidence for continental-scale dispersal of antimicrobial resistant bacteria by landfill-foraging gulls. *Science of the Total Environment* vol. 764, 144551. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969720380827>

Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) (2008). Chapter 2: Landfill Gas Basics. Dans *Landfill Gas Primer - An Overview for Environmental Health*.

Allen, S.E., Boerlin, P., Janecko, N., Lumsden, J. S., Barker, I. K., Pearl, D. L., Reid-Smith, R. J., Jardine, C. (2011). Antimicrobial resistance in generic *Escherichia coli* isolates from wild small mammals living in swine farm, residential, landfill, and natural environments in southern Ontario, Canada. *Appl Environ Microbiol* 77 (3) :882–888.

Allen, M. R. et collaborateurs (1997). Trace organic compounds in landfill gas at seven U.K. waste disposal sites. *Environ. Sci. Technol.* vol 31, p. 1054–1061.

Alm, E. W., Daniels-Witt, Q. R., Learman, D. R., Ryu, H., Jordan, D. W., Gehring, T. M., Santo Domingo, J. (2017). Potential for gulls to transport bacteria from human waste sites to beaches *Science of the Total Environment*, 615, pp. 123-130 . <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969717325834>

Altavista, P. et collaborateurs (2004). Cause-specific mortality in an area of Campania with numerous waste disposal sites. *Epidemiol Prev*, vol. 28, n° 6, November-December, p. 311-321.

Amoore, J.E. (1985). The perception of hydrogen sulfide odor in relation to setting an ambient standard. *Olfacto-Labs*, Berkeley, CA: prepared for California Air Resources Board Contract A4-046-3

Asthana, A., Sessiecq, P., Patisson, F., Ablitzer, D. (2007). Modélisation de la formation des NOx dans le lit d'un incinérateur d'ordures ménagères à grille. *SFGP 2007 11e Congrès de la Société française de génie des procédés*, Saint-Etienne, France. pp.1-8.

ATSDR (2021). Environmental odors. https://www.atsdr.cdc.gov/odors/health_care_providers.html (consulté le 2021-02-18)

Baird JC, Berglund B, Berglund U, Lindvall T. (1990). Symptom patterns as an early warning signal of community health problems. *Environ Int* vol.16: p. 3–9.

Balthazard, J. et Hacker-B, D. (2019) Ils respirent des fumées toxiques chaque semaine parce que le gouvernement leur impose de brûler leurs déchets [vidéo]. Tabloid. <https://www.tabloid.co/2019/10/24/on-brule-encore-des-dechets-au-nord-du-quebec>

Barjoan E. M., et collaborateurs (2020). Cancer incidence in the vicinity of waste incineration plant in the Nice area between 2005 and 2014. *Environmental Research*. 188(2020)-109681, 1-13.

Beausoleil, M. (2005). *Incendie au site d'enfouissement de matériaux secs de Pierrefonds : émissions de polluants à l'atmosphère et impacts sur la santé*, [s. l.], Agence de développement de réseaux locaux de services de santé et de services sociaux de la Montérégie, 26 p.

Beffa, T., et collaborateurs (1998). Mycological control and surveillance of biological waste compost, *Medical Mycology*, vol. 36, supplement 1, p. 137-145.

Bélanger, M. et collaborateurs (1993). *Mieux vivre avec nos déchets : la gestion des déchets solides municipaux et la santé publique*, Québec, Comité de santé environnementale du Québec, 172 p.

Berglund B., Lindwall T., Schwela D.H. (1999). Guidelines for Community Noise [En ligne]. Geneva : Organisation mondiale de la Santé. <http://apps.who.int/iris/handle/10665/66217>

Both, Ralf et autres (2004). Odour intensity and hedonic tone--important parameters to describe odour annoyance to residents? *Water Science and Technology*; vol. 50(4) p.83-92.

Bouchard-Bastien, E, Gagné, D. et G. Brisson (2020). Guide de soutien destiné au réseau de la santé : l'évaluation des impacts sociaux en environnement : Mise à jour. Institut national de santé publique du Québec.

En ligne :

https://www.inspq.qc.ca/sites/default/files/publications/2675_evaluation_impacts_sociaux_environnement.pdf

Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE) (2021). Projet d'agrandissement du lieu d'enfouissement technique de Lachenaie (section sud-ouest du secteur nord), Rapport d'enquête et d'audience publique no. 359, Bureau d'audiences publiques sur l'environnement.

Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE) (2020). Projet d'agrandissement du lieu d'enfouissement technique de Sainte-Sophie, Rapport d'enquête et d'audience publique no. 352, Bureau d'audiences publiques sur l'environnement.

Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE) (2013). Projet d'aménagement d'un lieu d'enfouissement technique à Hébertville-Station, Rapport d'enquête et d'audience publique no. 296, Bureau d'audiences publiques sur l'environnement.

Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE) (2012), Projet d'agrandissement du lieu d'enfouissement technique à Drummondville (secteur Saint-Nicéphore), Rapport d'enquête et d'audience publique no. 291, Bureau d'audiences publiques sur l'environnement.

Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE) (2009). Projet d'agrandissement du lieu d'enfouissement technique de Sainte-Sophie, Rapport d'enquête et d'audience publique no. 257, Bureau d'audiences publiques sur l'environnement.

Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE) (2008). Projet d'agrandissement du lieu d'enfouissement technique de Lachenaie (secteur nord), Rapport d'enquête et d'audience publique no. 251, Bureau d'audiences publiques sur l'environnement.

Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE) (2005). Projet d'établissement d'un lieu d'enfouissement technique à Saint-Cyrille-de-Lessard, Rapport d'enquête et d'audience publique no. 212, Bureau d'audiences publiques sur l'environnement.

Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE) (1990). Les déchets dangereux au Québec, une gestion environnementale. Rapport présenté au ministre de l'environnement. <http://www.bv.transports.gouv.qc.ca/mono/0967617.pdf>

Cai, B. et collaborateurs (2015). Evaluating the impact of odors from the 1955 landfills in China using a bottom-up approach. *J. Environ. Manage.* Vol. 164 p. 206-214

Cakmak, Sabit et collaborateurs (2014). Residential exposure to volatile organic compounds and lung function: Results from a population-based cross-sectional survey. *Environmental Pollution*. Vol. 194 p. 145-151

Caron-Malenfant, J. et T. Conraud (2009). Guide pratique de l'acceptabilité sociale. Pistes de réflexion et d'action, Montréal, DPMR Éditions.

Cavalini, Pierre M. et autres (1991). Coping with odour annoyance and odour concentrations: Three field studies. *Journal of Environmental Psychology*, vol. 11, p. 123-142.

Clément, B., et collaborateurs (1993). The risks associated with the contamination by landfill leachates of fresh water ecosystems. A review, dans [Proceedings of the 4th Int. Landfill Symposium, 2, S. Margherita di Pula, October 11-15 1993], p.1155-1166.

Cogut, A. (2016). Open burning of waste : A global health disaster. R20 Regions of climate action. https://regions20.org/wp-content/uploads/2016/08/OPEN-BURNING-OF-WASTE-A-GLOBAL-HEALTH-DISASTER_R20-Research-Paper_Final_29.05.2017.pdf

Comba, P. et collaborateurs (2006). Cancer mortality in an area of Campania (Italy) characterized by multiple toxic dumping sites, *Ann N Y Acad Sci*, vol. 1076, September, p. 449-461.

Conseil Canadien des ministres de l'environnement (CCME) (2016). Guide sur le brûlage à ciel ouvert à l'intention des autorités compétentes du Canada. <http://deslibris.ca/ID/10049502>

Conseil supérieur d'hygiène publique de France (CSHPF) (1998). Risques sanitaires liés aux boues d'épuration des eaux usées urbaines, Section Eaux du CSHPF, 106 p.

Cornelissen, A. A. J. et Otte, P.F. (1995). Physical investigation of the composition of household waste in the Netherlands – Results 1993, [s. l.], National Institute of Public Health and Environmental Protection Amersfoort, 64 p.

Cortin, V. et collaborateurs (2016). La gestion des risques en santé publique au Québec : cadre de référence. Institut national de santé publique du Québec, 87p. En ligne : https://www.inspq.qc.ca/sites/default/files/publications/2106_gestion_risques_sante_publicque.pdf

Decottignies, Virginie., et autres (2009). Landfill odour wheel: a new approach to characterize odour emissions at landfill sites. Dans : 12th International Waste Management and Landfill Symposium (International Waste Working Group, IWWG).

Deloraine, A., Hedreville, L. et Arthus, C. (2002). Étude bibliographique sur l'évaluation des risques liés aux bio-aérosols générés par le compostage des déchets, Grenoble, Centre Rhône-Alpes d'Épidémiologie et de Prévention Sanitaire (CAREPS), 163 p.

Département Cancer et environnement (2018). Les polychlorobiphényles (PCB). <https://www.cancer-environnement.fr/90-Polychlorobiphényles-PCB.ce.aspx>

Déportes, I., J.-L. Benoit-Guyod, J.-L. et Zmirou, D. (1995). Hazard to man and the environment posed by the use of urban waste compost: a review. *The Science of the Total Environment*, vol. 172, p. 197-222.

Desrosiers, G. (2004). La valorisation du biogaz des lieux d'enfouissement sanitaire. *Informa-Tech*, vol. 18, no 1, janvier, p.1-3.

Dessureault, P.-L., Grégoire, V., Côté, H., Côté, R., Perron, M, Villeneuve, C. (2014). Gestion des matières résiduelles en territoire nordique : Portrait de la situation pour le ministère du développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). Université du Québec à Chicoutimi. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/matieres/territoire-nordique/GMR-portrait-Nord.pdf>

De Titto, E. et Savino, A. (2019). Environmental and health risks related to waste incineration. *Waste Management & Research*. 37(10): 976-986.

Domingo, J. L. et Nadal, M. (2009). Domestic waste composting facilities: A review of human health risks, *Environment International*, vol. 35, p. 382-389.

Duan, Z. et collaborateurs (2021). Trace gas emissions from municipal solid waste landfills: A review. *Waste Management*, Vol 119, 1 January 2021, p. 39-62

École nationale de santé publique (ENSP) (2002). Les risques non microbiologiques associés au compostage des déchets. Rennes, Étude FNADE-MEDD, 142 p.

Ehrlichman, H. et Bastone, L. (1992). The use of odour in the study of emotions. Dans *S. Van Toller and G. Dodd (ed.) The psychology and biology of perfume. Elsevier, Amsterdam*. p. 143–160

Elliott, S. J. et McClure, J. (2009). "There's just hope that no one's health is at risk": residents' reappraisal of a landfill siting, *Journal of Environmental Planning and Management*, 52: 2, 237-255.

Elliott, P. et collaborateurs (2001). Risk of adverse birth outcomes in populations living near landfill sites. *BMJ*, vol. 323, August, p. 363-368.

Environment Agency (2001). Health Effects of Composting - A Study of Three Composting Sites and Review of Past Data. London, AEAT, [s. p.].

Environnement Canada (2020). National inventory report : greenhouse gas sources and sinks in Canada : executive summary 2020.

Enviros Consulting Ltd et University of Birmingham (2004). Review of Environmental and Health Effects of Waste Management: Municipal Solid Waste and Similar Wastes. London, Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA), 420 p.

Epstein, E. (2002). Public Health: Pathogens, Bioaerosols and Odours. International Symposium on Composting and Compost, Editor-Michael, F.C., Rynk, R.F., and Hoitink, H. A.

Forastiere, F., Badaloni, C., de Hoogh, K., von Kraus, M. K., Martuzzi, M., Mitis, F., Palkovicoca, I., Porta, D., Preiss, P., Ranzi, A., Perucci, C. A., Briggs, D. (2011). Health impact assessment of waste management facilities in three European countries. *Environmental Health*, 10 : 53

Franchini M., Rial M., Buiatti, E., Bianchi, F. (2004). Health effects of exposure to waste incinerator emissions: a review of epidemiological studies. *Ann Ist Super Sanita*, 40:101-115.

Gabrey, S. W. (1997). Bird and small mammal abundance at four types of waste-management facilities in northeast Ohio Landscape. *Urban Plannification*, 37 pp. 223-233
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204697800060>

Gandola, M. et collaborateurs (1997). Landfill gas migration in the subsoil : experience of control and remediation dans International directory of solid waste management. The ISWA yearbook (L. Uhre, ed). James & James Science Publishers, Ltd, London, UK, p. 237-245.

Gehring, J. (1990). Keeping Bears out of Dumps. <https://appliedbehavior.wordpress.com/behavior-projects/garbage-bears/>

Gérin, M., Gosselin, P., Cordier, S., Viau, C., Quénel, P., et Dewailly, É. (2003). Environnement et santé publique : fondements et pratiques. Québec, Éditions Édisem, pp.498-515.

Giusti, L. (2009). A review of waste management practices and their impact on human health, *Waste Management*, vol. 29, p. 2227-2239.

Goldberg, M. S., Siemiatyck, J., DeWar, R., Désy, M., Riberdy, H. (1999). Risks of Developing Cancer Relative to Living near a Municipal Solid Waste Landfill Site in Montreal, Quebec, Canada, *Archives of Environmental Health*, vol. 54, n° 4, July-August, p. 291-296.

Gouvernement de l'Alberta (2017). Odours and Human Health. Environmental Public Health Science Unit, Health Protection Branch, Public Health and Compliance Division, Alberta Health. Edmonton, Alberta.

Hatch, J. H. (1996). Threats to public health from gulls (Laridae). *International Journal of Environmental Health Research* 6, 5. <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/09603129609356867>

Herrero, S., et Fleck, S. (1990). Injury to people inflicted by black, grizzly or polar bears: recent trends and new insights. *International Conference on Bear Research and Management* 8:25-32.

Hester, R. E., et Roy M. Harrison (2002). Health Risks of Materials Recycling Facilities, Environmental and Health Impact of Solid Waste Management Activities, Cambridge, Royal Society of Chemistry, p. 53-72.

Humfrey, C., Taylor, M., et Amaning, K. (1997). Health effects of waste combustion products, Leicester, Institute of Environment and Health, 138 p.

Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INERIS) (2007). Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. [En ligne]. <https://substances.ineris.fr/fr/> (Consulté le 28 janvier 2007)

INRS (2005). Comparaison des seuils olfactifs de substances chimiques avec des indicateurs de sécurité utilisés en milieu professionnel. Cahier de notes documentaires 2221 (198) : p. 7-21

Institut de veille sanitaire (IVS) (2009). Étude d'imprégnation par les dioxines des populations vivant à proximité d'usines d'incinération d'ordures ménagères. Document consulté sur le site de la Santé publique de France : <https://www.santepubliquefrance.fr/determinants-de-sante/pollution-et-sante/air/documents/article/etude-d-impregnation-par-les-dioxines-des-populations-residant-a-proximite-d-usines-d-incineration-d-ordures-menageres>

Jager, E., et Eckrich, C. (1997). Hygienic Aspects of Biowaste Composting, Ann Agric Environ Med, vol. 4, p. 99-105.

Jarup, L., Morris S., Richardson, S., Briggs, D., Cobley, N., de Hoog, C., Gorog, K., Elliot, P. (2007). Down syndrome in births near landfill sites. Prenat Diagn, 27:1191-1196.

Keske, C. M.-H., Mills, M, Godfrey, T, Tanguay, L, et Dicker, J. (2018). Waste management in remote rural communities across the Canadian north: Challenges and opportunities. Detritus 2 (1): 63. <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2018.13641>

Kihal-Talantikite, W., Zmirou-Navier, D., Padillay, C., Deguen, S. (2017). Systematic literature review of reproductive outcome associated with residential proximity to polluted sites. International Journal of Health Geographics, 16: 20

Kilburn, K.H., et. Warshaw, R. (1995). Hydrogen sulfide and reduced-sulfur gases adversely affect neurophysiological functions. Toxicol. Ind. Health vol. 11(2), p.185–197.

Kim, Ki-Hyun (2011). The Averaging Effect of Odorant Mixing as Determined by Air Dilution Sensory Tests: A Case Study on Reduced Sulfur Compounds: Sensors (Basel).; vol. 11(2), p. 1405–1417.

Kim, K.-H. et collaborateurs (2013). A review on human health perspective of air pollution with respect to allergies and asthma. Environnement. International vol. 59, p. 41-52

Lebel G, Martin R, Dubé M, (2019). La perturbation du sommeil et le dérangement associés au bruit environnemental dans la population québécoise en 2014-2015 [En ligne]. Institut national de santé publique du Québec; Disponible: https://www.inspq.qc.ca/sites/default/files/publications/2515_derangement_perturbation_sommeil_bruit_environnemental.pdf

Lévesque, B. et Brousseau. P. (1992). Le goéland à bec cerclé : un risque pour la santé publique ? Bulletin d'information en santé environnementale, vol. 3, n° 3, mai-juin, p. 3-4.

Lewis-Michl, E. L., Kallenbach, L.R., Geary, N.S., Melius, J.M., Ju. C.L., Orr, M.F. et Forand, S.P. (1998). Investigation of cancer incidence and residence near 38 landfills with soil gas migration conditions: New York State, 1980-1989, Atlanta, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 96 p.

Linzalone, N. et Bianchi, F. (2005). Studying risks of waste landfill sites on human health : updates and perspectives, *Epidemiol. Prev*, vol. 29, n° 1, January-February, p. 51-53. (article en Italien)

Martin, R., Gauthier, M. (2018). Meilleures pratiques d'aménagement pour prévenir les effets du bruit environnemental sur la santé et la qualité de vie sains [En ligne]. Institut national de santé publique du Québec;

Disponible :

https://www.inspq.qc.ca/sites/default/files/publications/2450_meilleures_pratiques_aménagement_effets_bruit_environnemental.pdf

Martin, R. Deshaies, P. Poulin, M. (2015). Avis sur une politique québécoise de lutte au bruit environnemental : pour des environnements sonores sains [En ligne]. Institut national de santé publique du Québec;

Disponible : https://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/2048_politique_lutte_bruit_environnemental.pdf

Mattiello, A., Chiodini, P., Bianco, E., Forgiione, N., Flammia, I., Gallo, C., Pizzuti, R., Panico, S. (2013). Health effects associated with the disposal of solid waste in landfills and incinerators in populations living in surrounding areas : a systematic review. *Inter. J. Public Health*, 58:725-735

McGinley, M. A. et McGinley, C. M. (1999). The "Gray Line" Between Odor Nuisance and Health Effects, Stillwater, St. Croix Sensory Inc. and McGinley Associates, 11 p.

Michelozzi P., Fusco D., Forastiere F., Ancona C., Dell'Orco V., Perucci C. A. (1998). Small area study of mortality among people living near multiple sources of air pollution. *Occup Environ Med* 1998, 55:611-615.

Millner, P. D., S. A. Olenchock, S. A. et Epstein, E. (1994). Bioaerosols associated with composting facilities, *Compost Science and Utilization*, vol. 2, n° 4, p. 4-57.

Minichilli, F. et collaborateurs (2005). A study on mortality around six municipal solid waste landfills in Tuscany Region, *Epidemiol Prev*, vol. 29, n°s 5-6 (suppl), September-December, p. 53-56.

Ministère des Affaires municipales et de l'Occupation du territoire (MAMOT) (2016). Aménager à proximité des sites miniers. Document d'accompagnement pour assurer une cohabitation harmonieuse de l'activité minière avec les autres utilisations du territoire [En ligne]. Québec : Ministère des Affaires municipales et de l'Occupation du territoire;

Disponible :

https://www.mamh.gouv.qc.ca/fileadmin/publications/amenagement_territoire/orientations_gouvernementales/document_orientation_activite_miniere.pdf

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) (2006). Traitement des plaintes sur le bruit et exigences aux entreprises qui le génèrent, [En ligne]; Disponible: www.environnement.gouv.qc.ca/publications/note-instructions/98-01/note-bruit.pdf

Ministère de l'Écologie et du Développement durable, Comité de la prévention et de la précaution (MEDD) (2004). Les incinérateurs d'ordures ménagères : quels risques? Quelles politiques? <https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/CP%20avis%20200501.pdf>

Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) (2019). Plan d'action 2019-2024 de la Politique québécoise de gestion des matières résiduelles [En ligne]. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/matieres/pgmr/index.htm> (consulté le 10 février 2021).

Ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS) (2016). Politique gouvernementale de prévention en santé. En ligne : <https://publications.msss.gouv.qc.ca/msss/document-001753/>

Ministère des Transports du Québec (MTQ) (1998). Politique sur le bruit routier au Québec, [En ligne], Ministère des Transports du Québec (MTQ), Service de l'environnement; 1998. Disponible: https://www.transports.gouv.qc.ca/fr/ministere/role_ministere/Documents/politique_bruit.pdf

Morvan, B. et Carre, J. (1995). Actes Coll. Inter : Compost et ordures ménagères, « Valorisation des déchets et agriculture durable », Nancy, 7 décembre 1995, p. 72-78.

Ncube, F., Ncube, E. J., Voyi, K. (2016). A systematic critical review of epidemiological studies on public health concerns of municipal solid waste handling. *Perspectives in Public Health*, vol. 137, no. 2, p. 101-108

Nicell, Jim A. (2009). Assessment and regulation of odour impacts. *Atmospheric Environment*. Vol. 43 (1):p. 196–206

Nie, E., G. Zheng, Z. Shao, J. Yang et T. Chen (2018). Emission characteristics and health risk assessment of volatile organic compounds produced during municipal solid waste composting, *Waste management*, vol. 79, p. 188-195.

OEHHA (1999). OEHHA Chronic toxicity summary : Hydrogen sulfide (CAS 7783-06-4) <https://oehha.ca.gov/chemicals/hydrogen-sulfide>

Olivier, M. J. (1999). Gestion des matières résiduelles au Québec, Saint-Lambert-de-Lauzon, Les productions Jacques Bernier, 302 p.

Organisation mondiale de la Santé (2018). Environmental Noise Guidelines for the European Region [En ligne]. Copenhague : Organisation mondiale de la Santé; Disponible : <http://www.euro.who.int/en/publications/abstracts/environmental-noise-guidelines-for-the-european-region-2018>

Organisation mondiale de la Santé (OMS) (2016). Preventing disease through healthy environments: a global assessment of the burden of disease from environmental risks. Geneva: World Health Organization.

Pearson, C., E. Littlewood, P. Douglas, S. Robertson, T.W. Grant et A.L. Hansell (2015). Exposures and health outcomes in relation to bioaerosol emissions from composting facilities : A systematic review of occupational and community studies, *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B*, vol. 18, p. 43-69.

Pheby, D., et collaborateurs (2002). Waste management and public health: the state of the evidence: a review of the epidemiological research into the impact of waste management activities on health, Bristol, South West Public Health Observatory, 72 p.

Porta, D., Milani, S., Lazzarina, A. I., Pericci, C. A., Forastiere, F. (2009). Systematic review of epidemiological studies on health effects associated with management of solid waste. *Environmental Health*, 8:60, 14 p.

Prasad, M., van der Werf, P. et Brinkmann, A. (2004). Bioaerosols and Composting: A Literature Evaluation, [s. l.], Composting Association of Ireland Teo, 42 p.

Praznoczy, C., Anzivino, L., Médina, P., Sonko, A. et Honoré N. (2020). Santé perçue : évaluation des impacts de la gestion des déchets (SPID), Environnement, Risques & Santé, 19 : S1, 65-70.

Recyc-Québec (2020). Bilan 2018 de la gestion des matières résiduelles au Québec [En ligne]. <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/bilan-gmr-2018-complet.pdf> (consulté le 10 février 2021).

Ricard, S. (2003). Cadre de référence en gestion des risques pour la santé dans le réseau québécois de la santé publique. Institut national de santé publique du Québec. En ligne : <https://www.inspq.qc.ca/publications/163>

Recyc-Québec (2006). Bilan 2004 de la gestion des matières résiduelles au Québec, [s. l.], Recyc-Québec, 177 p.

Reptox (2021). Répertoire toxicologique. CNESST, disponible : <https://reptox.cnesst.gouv.qc.ca/Pages/repertoire-toxicologique.aspx> (consulté le 2021-02-17).

Robertson, S., P. Douglas, D. Jarvis et E. Marczylo (2019). Bioaerosol exposure from composting facilities and health outcomes in workers and in the community : A systematic review update. International Journal of Hygiene and Environmental Health, vol. 222, p. 364-386.

Rocher, L. (2006). Gouverner les déchets. Gestion territoriale des déchets ménagers et participation publique. Thèse de doctorat en géographie, Université François Rabelais, Tours, France.

Rosenfeld, P. et Suffet, I. (2003). The first step to odor management is identifying the compounds that cause odors: development of an odor wheel that characterizes the smells and associated compounds. Proceedings of the BioCycle West Coast Conference.

Rushton, L. (2003). Health hazards and waste management, British Medical Bulletin, vol. 68, p. 183-197.

Sanschagrín, A. (2016). La question des déchets dans les communautés inuites du Nord-du-Québec : Analyse et Réflexions. [mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal]. <https://core.ac.uk/download/pdf/77618884.pdf>

Santé Canada (2004). Guide canadien d'évaluation des incidences sur la santé – volume 4 : impacts sur la santé par secteur industriel, [s. l.], Santé Canada, 324 p.

Saunders P. (2007). A systematic review of the evidence of an increased risk of adverse birth outcomes in populations living in the vicinity of landfill waste disposal sites. In : Population health and waste management: scientific data and policy options. Report of a WHO workshop Rome, Italy, 29-30 March 2007. Edited by: Mitis F, Martuzzi M. WHO, Regional Office for Europe, Copenhagen; 2007:25-27.

Schaffer, D. John Grace, M et Ikonomou M. (2008). PBDEs in waste disposal sites from Northern Canada. https://www.researchgate.net/publication/266168391_PBDEs_in_waste_disposal_sites_from_Northern_Canada

Schiffman, S. S. et Williams, C. M. (2005). Science of Odor as a Potential Health Issue, J Environ Qual., vol. 34, n° 1, January-February, p. 129-138.

Schiffman, Susan et coll. (1995). The effect of environmental odors emanating from commercial swine operations on the mood of nearby residents. *Brain Res. Bull.* Vol. 37, p.369–375.

Schiffman, S. S. (1998). Odor: quantification and health impacts, Durham, Duke University Medical School, [Opening General Session, Workshop, on April 16-17 1998], 2 p.

Sebastien, L. (2017). From NIMBY to enlightened resistance: a framework proposal to decrypt land-use disputes based on a landfill opposition case in France, *Local Environment*, 22 :4, 461-477.

Shusterman, D. (2001). Odor-associated Health Complaints: Competing Explanatory Models, *Chemical Senses*, vol. 26, n° 3, p. 339-343.

Smith, J. M. (2002). Health Impact Assessment of Project Greensweep: A Composting Project in North Devon, [s. l.], *The Health Forum of Devon*, 37 p.

Solheim, C.A., Faupel, C.E. et Bailey, C. (1997). Solid Waste Management and the Need for Effective Public Participation, *Journal of Rural Social Science*, 13: 1, 65-88.

Subiza-Pérez, M., Santa Marina, L., Irizar, A., Gallastegi, M., Anabitarte, A., Urbieta, N., Babarro, I., Molinuevo, A., Vozmediano, L. et Ibarluzea, J. (2020). Explaining social acceptance of a municipal waste incineration plant through sociodemographic and psycho-environmental variables, *Environmental Pollution*, 263 (2020), 8.

Sucker, Kirsten. et autres. (2008). Odor frequency and odor annoyance. Part I: assessment of frequency, intensity and hedonic tone of environmental odors in the field. *Int. Arch. Occup. Environ. Health* vol.81(6), p. 671-682.

Suffet, Irwin et autres. (2009). Sensory assessment and characterization of odor nuisance emissions during the composting of wastewater biosolids. *Water Environment Research*, Vol.81(7), p. 670-679.

Suffet, Irwin et Braithwaite, Scott (2019). Odor Complaints, Health Impacts and Monitoring Methods. University of California, Los Angeles WHITE PAPER. Disponible : <https://ww2.arb.ca.gov/sites/default/files/classic/research/apr/past/18rd010.pdf>

Tait, P., Brew, J., Che, A., Costanzo, A., Danyluk, A., Davis, M., Khalaf, A., McMahon, K., Watson, A., Rowcliff, K., Bowles, D. (2020). The health impacts of waste incineration: a systematic review. *Australian and New Zealand Journal of Public Health*, 44(1), 40-48.

Tammadon, F., et Hogland, W. (1993). Review of cadmium in plastic Waste in Sweden, *Waste Management and Research*, vol. 11, p. 287-295.

Tyrrell, M. (2006). More bears, less bears: Inuit and scientific perceptions of polar bear populations on the west coast of Hudson Bay. *Études/Inuit/Studies*, 30 (2), 191–208. <https://doi.org/10.7202/017571ar>

US EPA (2021) Basic Information about Landfill Gas. En ligne : <https://www.epa.gov/lmop/basic-information-about-landfill-gas> (consulté le 19 février 2021).

United State Environmental Protection Agency (US EPA) (1995). Chapter 2 Solid waste disposal dans AP-42, Fifth Edition Compilation of Air Pollutant Emissions Factors, Volume 1: Stationary Point and Area Sources

Vanclay, F., Esteves, A.M., Aucamp, I. et D. Franks (2015). *Social Impact Assessment: Guidance for Assessing and Managing the Social Impacts of Projects*. Fargo ND: International Association for Impact Assessment.

Vrijheid, M. (2000). Health Effects of Residence Near Hazardous Waste Landfill Sites: A Review of Epidemiologic Literature, *Environmental Health Perspectives*, vol. 108, Supplement 1, March, p.101-112.

Wakefield, S. et Elliott S.J. (2000). Environmental risk perception and well-being : effects of the landfill siting process in two southern Ontario communities, *Social Science & Medecine*, 50 (2000), 1139-1154.

Watts, Nick et collaborateurs (2017). The Lancet Countdown: tracking progress on health and climate change *Lancet* 2017; volume 389: p. 1151–1164

Weichenthal, S., Van Rijswijk, D., Kulka R., You H., Van Ryswyk, K., Willey, J., Dugandzic, R. (2015). The Impact of a Landfill Fire on Ambient Air Quality in the North: A Case Study in Iqaluit, Canada. *Environmental Research* 142 (octobre): 46-50. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.06.018>.

Winneke, Gerhard et Neuf, Manfred (1992). Psychological Response to Sensory Stimulation by Environmental stressors: Traits or state?. *Applied Psychology* vol.41 (3), p. 257-267

World Health Organization (WHO) (2009). *Night noise guidelines for Europe*, [en ligne], Copenhagen, Regional Office for Europe - World Health Organization (WHO); 2009. Disponible: http://www.euro.who.int/data/assets/pdf_file/0017/43316/E92845.pdf

World Health organization (WHO) (2000). *Methods of Assessing Risk to Health from Exposure to Hazards Released from Waste Landfills*. [Report from a WHO meeting 2000 April 10-12, Lodz, Poland].

Wolsink, M. et Devilee J. (2009). The motives for accepting or rejecting waste infrastructure facilities. Shifting the focus from the planners' perspective to fairness and community commitment, *Journal of Environmental Planning and Management*, 52 :2, 217-236.

Yoo J.-I., et collaborateurs (2002). Emission characteristics of particulate matter and heavy metals from small incinerators and boilers. *Atmospheric Environment* 36(32), 5057-5066.

Annexe 1

Déterminants de la santé (MSSS, 2016)

